

FÁBIO SILVA DO ROSÁRIO

**TRANSFORMAÇÃO DE BIOMASSAS VEGETAIS EM ADSORVENTES POROSOS
PARA REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM ÁGUA: APROVEITAMENTO DE
PLANTAS AQUÁTICAS E RESÍDUO DE AÇAÍ**

Botucatu

2025

FÁBIO SILVA DO ROSÁRIO

**TRANSFORMAÇÃO DE BIOMASSAS VEGETAIS EM ADSORVENTES POROSOS
PARA REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM ÁGUA: APROVEITAMENTO DE
PLANTAS AQUÁTICAS E RESÍDUO DE AÇAÍ**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de
Doutor em Ciência Florestal (Programa de
Pós-graduação em Ciência Florestal).

Orientadora: Dra. Maristela Gava

Coorientadora: Dra. Laudicéia Alves de
Oliveira

Botucatu

2025

D715t	do Rosário, Fábio Silva Transformação de biomassas vegetais em adsorventes porosos para remoção de contaminantes em água : aproveitamento de plantas aquáticas e resíduo de açaí / Fábio Silva do Rosário. — Botucatu, 2026 110 p. : il., tabs., fotos, mapas Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu Orientadora: Maristela Gava Coorientadora: Laudicéia Alves de Oliveira 1. Biochar. 2. Açaí. 3. Plantas aquáticas. 4. Contaminantes emergentes. 5. Biomassa. I. Título.
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

Impacto potencial desta pesquisa

Por meio deste trabalho, buscaram-se formas para viabilizar potenciais usos de resíduos de açaí e de plantas aquáticas para a produção de biocarvão, articulados à remoção de contaminantes em matriz aquosa. De forma conceitual, o desenvolvimento de soluções para a mitigação dos efeitos tóxicos desses contaminantes, em água, é de interesse para o restabelecimento de ecossistemas aquáticos, além de incentivar usos de diferentes biomassas, muitas delas, resíduos que possuem potencial para produção de carvão sob condições de produção diversas, almejando aperfeiçoar as características desejáveis do produto.

Potential impact of this research

Through this work, we sought ways to enable the potential use of açaí and aquatic plant waste for the production of biochar, linked to the removal of contaminants in aqueous matrix. Conceptually, the development of solutions to mitigate the toxic effects of these contaminants in water is of interest for the re-establishment of aquatic ecosystems, as well as encouraging the use of different biomasses as possible potential for charcoal production under different production conditions, with the aim of improving the desirable characteristics of the product.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título:

TRANSFORMAÇÃO DE BIOMASSAS VEGETAIS EM ADSORVENTES POROSOS PARA
REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EM ÁGUA: APROVEITAMENTO DE PLANTAS
AQUÁTICAS E RESÍDUO DE AÇAÍ

AUTOR: FÁBIO SILVA DO ROSÁRIO

ORIENTADORA: MARISTELA GAVA

COORDENADORA: LAUDICÉIA ALVES DE OLIVEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciência Florestal, pela
Comissão Examinadora:


Prof.ª Dr.ª MARISTELA GAVA (Participação Presencial)
Engenharia / UNESP / Câmpus de Itapeva - ICE


P/ Prof.ª Dr.ª LINA BUFALINO (Participação Virtual)
Instituto de Ciências Agrárias / Universidade Federal Rural da Amazônia


Prof. Dr. EDIVALDO DOMINGUES VELINI (Participação Presencial)
Proteção Vegetal / UNESP / Câmpus de Botucatu - FCA


P/ Prof. Dr. KLEPER DE OLIVEIRA ROCHA (Participação Virtual)
Química / UNESP / Câmpus de Bauru - FC


P/ Prof. Dr. MOISES SILVEIRA LOBATO (Participação Virtual)
Centro de Ciências Biológicas e da Natureza / Universidade Federal do Acre

Botucatu, 05 de dezembro de 2025.

*A todos que me apoiaram,
se dedicaram e suportaram essa jornada
Dedico*

AGRADECIMENTOS

A Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, pelo curso ofertado.

As minhas orientadoras, Dra. Maristela Gava e Dra. Laudicéia Alves de Oliveira, o qual cultivo grande admiração e respeito, pela amizade, confiança, compreensão, ensinamentos e orientação. Muito obrigado!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Aos meus pais, Regina de Jesus Silva do Rosário e Matias Nunes do Rosário, pela criação exemplar, pelo incentivo e dedicação diária. O profissional que estou me tornando hoje é graças a vocês, que moveram o mundo para que eu chegasse até aqui. Serei eternamente grato!

Ao meu irmão Felipe Silva do Rosário, minha cunhada Aline Silva do Rosário, minha avó Alzira Margarida do Rozário e minha tia Maria Neves do Rozário, pelas palavras de confiança e que me inspiram a sempre buscar o meu melhor.

A família Oliveira pelo acolhimento e todo suporte quando mais precisei. Aos meus amigos de República, Laudicéia Oliveira, Pedro Ribeiro e Vanessa Jacob, por me proporcionarem momentos de alegria, união e fraternidade, o meu muito obrigado!

A empresa Bioativa pelo suporte técnico, assistência e infraestrutura para que fosse possível a realização deste trabalho. Serei eternamente grato pela oportunidade!

Aos técnicos de laboratório, que me ajudaram incansavelmente, em especial ao Marcelo Moraes, Guilherme Cordeiro e ao grande inventor Cláudio Fortes, muito obrigado pelo apoio.

A coordenação da Pós-Graduação que desde o início me ajudou a encontrar alternativas e solucionar os problemas da melhor maneira possível.

A todos os meus amigos por estarem presentes em diversas etapas da minha vida e a todos aqueles, que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, serei eternamente agradecido.

E por último, não menos importante, agradeço infinitamente a Deus, pelo dom da vida, que me mostrou que tudo é possível e, que perante qualquer dificuldade, Ele sempre será o verdadeiro caminho.

RESUMO

O presente trabalho aborda a aplicação de biocarvões produzidos a partir de diferentes biomassas vegetais na remoção de contaminantes presentes em águas. No primeiro estudo, avaliou-se o potencial adsorptivo do biocarvão derivado do resíduo de açaí (*Euterpe oleraceae*) na adsorção de pesticidas em matriz aquosa. O material foi produzido por pirólise controlada, triturado e submetido a ensaios de adsorção em soluções contendo 2,4 D, Tiofanato Metílico, Carbendazim e Atrazina, nas concentrações de 200 ppb, com posterior quantificação por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS). Dentre os compostos avaliados, observou-se que os fungicidas apresentaram maiores taxas de remoção, com destaque para o Tiofanato Metílico, cuja remoção foi de até 100% em amostras carbonizadas a 800 °C. O desempenho adsorptivo foi influenciado significativamente pela temperatura de pirólise, indicando que compostos hidrofóbicos e de caráter neutro interagem de forma mais eficaz com o material carbonizado. O segundo estudo avaliou biocarvões produzidos a partir das biomassas vegetais *Eichhornia crassipes* e *Urochloa subquadrifida* na remoção de microcistina-LR, toxina comumente presente em águas eutrofizadas. As biomassas foram secas, moídas e submetidas à pirólise controlada, sendo os biocarvões aplicados em ensaios de adsorção utilizando solução de microcistina a 2.625 ng.mL⁻¹, preparada a partir de culturas de *Microcystis aeruginosa*. O processo experimental foi realizado em sistema Manifold, com passagem da solução através de seringas contendo 2g de biocarvão em pó, e a quantificação da toxina remanescente foi realizada por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS). Ambos os biocarvões apresentaram alta eficiência, com destaque para o material derivado de *U. subquadrifida*, que obteve 96,69% de remoção. A eficiência foi atribuída à presença de grupos funcionais oxigenados e à capacidade de interações π - π e eletrostáticas, que compensam a ausência de porosidade detectável por BET e BJH. Os resultados comprovam a viabilidade técnica e ambiental do aproveitamento de resíduos vegetais regionais como matéria-prima para a produção de adsorventes sustentáveis e de baixo custo, aplicáveis à remediação de águas contaminadas por pesticidas e cianotoxinas.

Palavras-chave: biocarvão; adsorção; pesticidas; microcistina; remediação.

ABSTRACT

This study addresses the application of biochar produced from different plant biomasses in the removal of contaminants present in water. In the first study, the adsorbent potential of biochar derived from açai (*Euterpe oleraceae*) residue was evaluated in the adsorption of pesticides in an aqueous matrix. The material was produced by controlled pyrolysis, crushed, and subjected to adsorption tests in solutions containing 2,4 D, Methyl Thiophanate, Carbendazim, and Atrazine at concentrations of 200 ppb, with subsequent quantification by liquid chromatography coupled with mass spectrometry (LC-MS/MS). Among the compounds evaluated, it was observed that fungicides presented higher removal rates, especially Methyl Thiophanate, whose removal was up to 100% in samples carbonized at 800 °C. The adsorption performance was significantly influenced by the pyrolysis temperature, indicating that hydrophobic and neutral compounds interact more effectively with the carbonized material. The second study evaluated biochar produced from *Eichhornia crassipes* and *Urochloa subquadrifida* plant biomass in the removal of microcystin-LR, a toxin commonly found in eutrophic waters. The biomasses were dried, ground, and subjected to controlled pyrolysis, and the biochar was applied in adsorption tests using a microcystin solution at 2,625 ng.mL⁻¹, prepared from *Microcystis aeruginosa* cultures. The experimental process was carried out in a Manifold system, with the solution passing through syringes containing 2 g of powdered biochar, and the quantification of the remaining toxin was performed by liquid chromatography coupled with mass spectrometry (LC-MS/MS). Both biochar types showed high efficiency, with the material derived from *U. subquadrifida* achieving 96.69% removal. The efficiency was attributed to the presence of oxygenated functional groups and the capacity for π - π and electrostatic interactions, which compensate for the absence of porosity detectable by BET and BJH. The results prove the technical and environmental feasibility of using regional plant waste as raw material for the production of sustainable and low-cost adsorbents, applicable to the remediation of water contaminated by pesticides and cyanotoxins.

Keywords: biochar; adsorption; pesticides; microcystin; remediation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1 - Biocarvão de resíduo de açaí e sua capacidade adsortiva para reter contaminantes em matriz aquosa

Figura 1 - Mapa de localização da coleta de resíduos de açaí	44
Figura 2 - Disposição do material ao ar livre (A) e no interior da estufa (B) para secagem.....	45
Figura 3 - Forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P, adaptado com um tubo condensador (A) e reator metálico para deposição das amostras (B).....	46
Figura 4 - Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier.....	46
Figura 5 - Análise textural de Brunauer-Emmett-Teller (BET).....	47
Figura 6 - O rendimento gravimétrico do carvão de açaí é inversamente proporcional ao aumento da temperatura.	50
Figura 7 - FTIR da biomassa de açaí, <i>biochar</i> a 500° C e 800° C.....	56
Figura 8 - PCZ da biomassa do açaí.....	58
Figura 9 - PCZ do biocarvão de açaí (500°C).....	58
Figura 10 - PCZ do biocarvão de açaí (800°C).	59

Capítulo 2 - Biocarvão de aguapé (*Eichhornia crassipes*) e *Brachiaria (Urochloa subquadriflora)* para a biorremediação de águas eutrofizadas

Figura 1 - Forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P, adaptado com um tubo condensador (A) e reator metálico para deposição das amostras (B).....	71
Figura 2 - Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier.....	71
Figura 3 - Análise textural de Brunauer-Emmett-Teller.....	72
Figura 4 - Colônias de <i>Microcystis aeruginosa</i>	73
Figura 5 - Técnica de Manifold.....	74
Figura 6 - FTIR da biomassa de <i>E. crassipes</i> e <i>biochar</i> a 300°C.....	79
Figura 7 - FTIR da biomassa de <i>U. subquadriflora</i> e <i>biochar</i> a 300°C.....	80
Figura 8 - PCZ da biomassa de <i>E. crassipes</i>	82
Figura 9 - PCZ da biomassa de <i>U. subquadriflora</i>	82
Figura 10 - PCZ do biocarvão de <i>E. crassipes</i>	83
Figura 11 - PCZ do biocarvão de <i>U. subquadriflora</i>	83

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - Biocarvão de resíduo de açaí e sua capacidade adsortiva para reter contaminantes em matriz aquosa

Tabela 1 - Percentual da capacidade adsortiva do biocarvão de açaí.51

Capítulo 2 - Biocarvão de aguapé (*Eichhornia crassipes*) e Brachiaria (*Urochloa subquadrifera*) para a biorremediação de águas eutrofizadas

Tabela 1 - Análise de variância do teor médio de microcistina L-R (ppb=ng.mL⁻¹) retida no carvão sem prensagem em pellets.76

Tabela 2 - Teor médio de microcistina L-R (ppb=ng.mL⁻¹) e porcentagem retida no carvão sem prensagem em pellets.....76

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	21
CAPÍTULO 1 – BIOCARVÃO DE RESÍDUO DE AÇAÍ E SUA CAPACIDADE ADSORTIVA PARA RETER CONTAMINANTES EM MATRIZ AQUOSA.....	41
1.1 INTRODUÇÃO.....	42
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	44
1.2.1 Local de coleta.....	44
1.2.2 Síntese do biocarvão.....	45
1.2.3 Caracterização do biocarvão.....	46
1.2.4 Ponto de Carga Zero (PCZ).....	48
1.2.5 Ensaio de adsorção.....	48
1.2.6 Cromatografia Líquida com Espectrometria de Massas – LCMS.....	49
1.2.7 Delineamento experimental.....	49
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
1.3.1 Rendimento gravimétrico do carvão.....	50
1.3.2 Desempenho adsorptivo do biocarvão de açaí.....	51
1.3.3 Área superficial (BET).....	53
1.3.4 Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier.....	54
1.3.5 Ponto de Carga Zero (PCZ).....	56
1.4 Considerações Gerais.....	60
REFERÊNCIAS	61
CAPÍTULO 2 – BIOCARVÃO DE AGUAPÉ (<i>Eichhornia crassipes</i>) E BRACHIARIA (<i>Urochloa subquadrifida</i>) PARA A BIORREMEDIÇÃO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS.....	66
2.1 INTRODUÇÃO.....	67
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	70
2.2.1 Síntese do biocarvão de <i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Urochloa subquadrifida</i>	70
2.2.2 Caracterização dos biocarvões de plantas aquáticas.....	71
2.2.3 Ponto de Carga Zero (PCZ).....	72
2.2.4 Obtenção da solução de <i>Myrcocystis aeruginosa</i>	73

2.2.5	Teste de adsorção da toxina por carvão de Aguapé e Brachiária.....	73
2.2.6	Delineamento experimental.....	74
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	75
2.3.1	Desempenho adsorativo dos biocarvões de plantas aquáticas.....	75
2.3.2	Área superficial (BET).....	76
2.3.3	Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier.....	77
2.3.4	Ponto de Carga Zero (PCZ).....	80
2.4	Considerações gerais.....	84
	REFERÊNCIAS	85
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	91
	REFERÊNCIAS.....	93
	APÊNDICE	107

INTRODUÇÃO GERAL

Os contaminantes emergentes (CE) são compostos químicos, cujo interesse em seu efeito nos ecossistemas é recente, a exemplo de alguns fármacos, que não eram considerados tradicionalmente poluentes relevantes ao meio ambiente (Carmalin; Lima, 2018).

Os CE são liberados no meio ambiente devido às atividades antrópicas (Almeida *et al.*, 2021). A presença desses compostos no meio ambiente tem origem comum, principalmente em atividades agrícolas e são transportados pelo escoamento da bacia hidrográfica para as áreas superficiais ou infiltração nas águas subterrâneas (Sellaoui *et al.*, 2023).

A intensificação do uso da terra para atividades agropecuárias no Brasil tem exercido uma pressão constante sobre os ecossistemas hídricos, comprometendo a integridade qualitativa dos recursos superficiais. Dados recentes do MapBiomas (2023) revelam que a área ocupada pela agropecuária abrange aproximadamente 32,5% do território nacional, com uma expansão de 42,4 milhões de hectares em áreas agrícolas entre 1985 e 2023.

A degradação da qualidade da água, evidenciada pela detecção recorrente de princípios ativos como atrazina, carbendazim e outros pesticidas em bacias estratégicas, reflete um cenário de vulnerabilidade ambiental onde a eficiência produtiva mencionada por Mugudamani *et al.* (2023) e Ramirez *et al.* (2022) contrasta com a perda de serviços ecossistêmicos essenciais e a contaminação crônica dos rios brasileiros (MapBiomas, 2023; Sá *et al.*, 2025).

A utilização generalizada de pesticidas constitui um risco ambiental, principalmente no que diz respeito em termos do potencial poluição dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Sbizzaro *et al.*, 2021).

Diversos estudos abordam contaminação direta e indireta em solos (Bhandari *et al.*, 2020), águas superficiais e subterrâneas (Pivetta *et al.*, 2020; Veras *et al.*, 2019).

O Carbendazim (CBZ) é um pesticida do grupo dos benzimidazol (Rama *et al.*, 2014), e é um dos mais utilizados no Brasil (Almeida *et al.*, 2024). A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) proibiu esse composto no país (Anvisa, 2022).

No entanto, é esperado que sua eliminação seja gradual, uma vez que os agricultores brasileiros os utilizem nas plantações de feijão, arroz, soja e outros produtos agrícolas (Peduzzi, 2022).

O CBZ está na lista de substâncias emergentes com evidência de risco, exigindo a adoção de medidas mitigadoras (Dulio; Ohe, 2013). De acordo com avaliação toxicológica, esse fungicida tem elevado potencial carcinogênico, induz mutações em células germinativas e pode causar toxicidade reprodutiva em humanos (Anvisa, 2022).

Por apresentar essas características, o CBZ apresenta grande potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas do meio ambiente, o que se faz necessário a adoção do desenvolvimento de novas técnicas e tecnologias de remediação ambiental que permitam a remoção desses poluentes da água (Calisto *et al.*, 2019; Georgin *et al.*, 2022).

Uma alternativa aplicável é o processo de adsorção, cuja técnica tem alto potencial de uso em virtude ao seu design simples e sua alta eficiência, principalmente quando combinados com materiais porosos e de alta área superficial, como o *biochar* (Bonilla Petriciolet *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2023b; Sophia; Lima, 2018).

O *biochar* é amplamente empregado na captura de herbicidas em água, devido sua facilidade de aplicação (Elouahli *et al.*, 2018; Ouasfi *et al.*, 2019; Zbair *et al.*, 2018). Ele pode ser um adsorvente eficaz na remoção de inúmeros poluentes devido à sua estrutura porosa, semelhante ao carvão ativado (Sbizzaro *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2018).

São produzidos por meio da pirólise de matéria orgânica sob condições controladas de oxigênio, o que resulta em um material rico em carbono, de granulação fina e poroso (Yang *et al.*, 2019).

É por essa razão que os estudos por adsorventes altamente eficientes, seguros e economicamente viáveis tem se intensificado (Abatal *et al.*, 2022; França *et al.*, 2022; Nunes *et al.*, 2023; Usman *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a utilização de biomassas para produção de carbono é muito atrativa, em virtude ao seu baixo custo e grande quantidade (Yang *et al.*, 2019).

Diversas biomassas renováveis tem sido amplamente utilizadas para a produção de *biochar*, como madeira, casca de arroz, palha de milho, bambu (Boguta *et al.*, 2019) e outros.

Considerando que o custo de produção do carvão depende da matéria-prima, a conversão da biomassa em adsorvente, é extremamente sustentável e ecologicamente correto (Boguta *et al.*, 2019), além de ser vantajoso no que diz

respeito ao aproveitamento dos resíduos agroindustriais, cuja matéria-prima original tem custo zero (Ramirez *et al.*, 2023).

Assim, diversos produtos tiveram eficiência e alta capacidade de adsorção, como carvão partir da casca de trigo para remoção de 2,4-D (Vieira *et al.*, 2022); biocarvão de sabugo de milho na remoção de 2,4 D (Binh; Nguyen, 2020); hidrocarvão de casca de arroz na remoção de atrazina (Ngoc *et al.*, 2022); *biochar* de caule de bambu na remoção de atrazina (Sbizzaro *et al.*, 2021); carbonização de cascas de araçá para remoção de atrazina (Lazarotto *et al.*, 2022); produção de carvão vegetal a partir da casca de espécies florestais de cedro para remover atrazina (Hernandes *et al.*, 2022); remoção de diuron do carvão produzido a partir de sementes de baobá (Ndjientcheu Yossa *et al.*, 2020) e carvão comercial para remoção de paraquat, diquat e difenzoquat em água (Tongur; Ayranci, 2021).

Com base no exposto anteriormente, é sabido que o *biochar* pode ser obtido a partir de inúmeros materiais alternativos biodegradáveis (Santos *et al.*, 2023a).

Na região norte da Amazônia, especialmente no estado do Pará, predomina a cadeia produtiva do açaí (*Euterpe oleracea* Mart.), fruto de uma palmeira tropical nativa (Melo *et al.*, 2016).

Possui alta representatividade econômica familiar e industrial, onde a polpa é o principal produto de interesse, utilizada como matéria-prima para consumo *in natura*, e permite o processamento de diversos produtos consumidos em grandes quantidades em todo o mundo (Freitas *et al.*, 2021).

A hegemonia do estado do Pará na cadeia produtiva do açaí (*Euterpe oleraceae*), consolidou-se em 2024, com um volume de produção de 1,61 milhões de toneladas, reafirmando sua liderança absoluta ao concentrar mais de 90% da oferta nacional do fruto (IBGE, 2024; SEDAP-PA, 2024).

Em termos financeiros, a expansão da atividade elevou o valor da produção para aproximadamente R\$8,8 bilhões em 2024, o que reflete não apenas o aumento da produtividade, mas também a valorização do produto nos mercados interno e externo (FAPESPA, 2026; IBGE, 2024).

Tal dinamismo econômico é acompanhado por uma infraestrutura de escoamento e políticas de crédito rural que visam sustentar o crescimento do setor frente aos desafios logísticos da região amazônica (SILVA, 2024).

Seus frutos possuem alto valor energético e são ricos em fitoquímicos com propriedades antioxidantes, antiproliferativas e antiinflamatórias (Yamaguchi *et al.*, 2015).

Infelizmente, existem algumas questões que envolvem a falta de políticas públicas para a gestão de resíduos, somadas ao grande volume gerado, onde 20% correspondem à polpa e os demais são de subprodutos gerados (Ramirez *et al.*, 2023), o que faz as sementes serem descartadas em locais inadequados, causando problemas ambientais e econômicos (Monteiro *et al.*, 2019; Sato *et al.*, 2019).

Desde então, é possível observar estudos que relatam o perfil fenólico, propriedades antioxidantes e antimicrobianas das sementes de açaí (Martins *et al.*, 2020; Rossetto *et al.*, 2020), bem como seu potencial uso como carvão ativado para remoção de íons metálicos da água (Queiroz *et al.*, 2020), como biocarvão para condicionador de solo (Sato *et al.*, 2020), como extrato para prevenir inflamação e estresse oxidativo (Romão *et al.*, 2020; Santoso *et al.*, 2020), como extrato com efeitos antiadipogênicos (Trindade *et al.*, 2019), com potencial uso na preservação de esteatose hepática e diabetes tipo 2 (Romão *et al.*, 2020), como fonte de manose (Monteiro *et al.*, 2019), como extrato com antiproliferativo (Martinez *et al.*, 2018), entre outros.

Apesar dos avanços recentes, as sementes de açaí merecem mais investigação quanto à sua aplicação para fins industriais e benefícios à saúde, além de incentivar usos de diferentes biomassas da região amazônica como possível potencial para produção de biocarvão e sob condições de produção diversas, buscando aperfeiçoar as características desejáveis do produto.

Mais recentemente, pesquisas tem reportado a utilização de espécies de plantas aquáticas na remediação de efluentes, e alguns desses estudos demonstraram eficiência na utilização dessas na remoção de íons metálicos de efluentes (Bote *et al.*, 2020; Gaurav *et al.*, 2020).

Estudar as plantas aquáticas para esses fins de remediação, se justifica pelo fato de ser uma biomassa natural renovável que se prolifera de forma abundante nas águas doces do mundo (Irewale *et al.*, 2024).

Dentre as várias vantagens na aplicação dessas plantas pode-se citar a sua ampla disponibilidade, baixo custo e alta capacidade de adsorção de contaminantes por de sua biomassa seca (Butcha *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2022).

A capacidade das plantas aquáticas ser uma fonte de uma grande quantidade de biomassa rica em carbono de baixo custo, as tornam matéria-prima potencial e comercialmente promissora para a produção de *biochar* (Singh *et al.*, 2022).

Mediante o exposto, o presente estudo tem como objetivo avaliar o potencial de *biochar* produzido a partir de resíduos de *Euterpe oleraceae* e *biochar* de plantas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Urochloa subquadrifida*, na remoção de contaminantes presentes em solução aquosa.

REVISÃO DE LITERATURA

***Euterpe oleraceae* Mart.**

O gênero *Euterpe* é representado por palmeiras tropicais pertencente à família Arecaceae, sendo *Euterpe oleracea* Martius, *E. precatória* Martius e *E. edulis* Martius, as espécies predominantes, do referido gênero, produtoras de frutos comestíveis (Carvalho *et al.*, 2017).

As espécies *E. oleraceae* e *E. precatória* são cultivadas na região amazônica da América do Sul e seus frutos são popularmente conhecidos como açaí. A diferença entre ambas se pauta na distribuição geográfica e sua morfologia, enquanto a *E. oleraceae* está distribuída principalmente na região amazônica, inclusive em outros países além do Brasil, é uma palmeira de caule múltiplo podendo chegar até 33 m de altura, enquanto *E. precatória* possui caule único com até 2 m de altura, sendo restrita mais ao norte do Brasil (Kang *et al.*, 2012; Peixoto *et al.*, 2016).

Por sua vez, *E. edulis* apresenta caule único com até 20 m de altura, entretanto, é nativa da Mata Atlântica do Brasil e seus frutos são comumente conhecidos por juçara (Barroso *et al.*, 2019; Schulz *et al.*, 2016).

O açazeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) é uma palmeira nativa da Amazônia brasileira, sendo o principal núcleo de dispersão natural da espécie, o estado do Pará (Mendes *et al.*, 2018).

A colheita do açaí ocorre em dois períodos distintos: no inverno (janeiro a junho) e no verão (julho a dezembro) e dependendo do estágio de maturação do fruto, a espessura da parede celular e a composição da semente pode variar (Lima *et al.*, 2021).

No inverno, os frutos podem estar em diferentes estágios de maturação até mesmo no cacho, enquanto no verão os frutos são mais numerosos e seu nível de maturação é mais homogêneo (Bichara; Rogez, 2011).

O fruto do açaí nos cachos apresenta característica arredondada com 1,0 a 2,0 cm de diâmetro e, quando maduros (geralmente entre 70 e 85 dias), esses bagos possuem um fino mesocarpo/epicarpo roxo escuro cobrindo a única semente que corresponde a cerca de 85% do fruto (Schulz *et al.*, 2016), sendo descrito na literatura como um material lignocelulósico, contendo equivalente a 70% de carboidratos (Rambo *et al.*, 2015).

Alguns estudos corroboram a ideia de o açaí ser uma biomassa lignocelulósica, composta por celulose, hemicelulose, lignina e proteínas (Lima *et al.*, 2021). Diferentes composições foram obtidas para a biomassa, mas a maioria destacou a celulose como componente predominante (34-53%), seguida pela lignina e hemicelulose com grandes variações (3-25% e 6-18%, respectivamente), e menor concentração de proteína (4-7%) (Bufalino *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2015).

Além disso, outros estudos relatam a biomassa residual do açaí como rica em manose, indicando que o polímero predominante é o manana, conjugado ou não com outros açúcares (Neto *et al.*, 2010; Rambo *et al.*, 2015), e não a celulose como citada anteriormente.

Nas áreas urbanas e rurais da Amazônia, máquinas despulpadoras são usadas para separar a polpa dos resíduos (Bufalino *et al.*, 2018), onde são misturadas manual ou mecanicamente com água potável até a obtenção de uma bebida espessa e roxa (Schulz *et al.*, 2019; Vieira *et al.*, 2017).

Essas polpas são consumidas diretamente, congeladas, liofizadas e utilizadas na produção de alimentos como iogurte, suco, geleia e suplemento alimentar (Geraldini *et al.*, 2018; Vieira *et al.*, 2017).

Como o mercado do fruto é inteiramente voltado para a produção de polpa, a quantidade de resíduos provenientes do processamento é elevada (Lima *et al.*, 2021), e por essa razão, são acumulados em grandes depósitos, aterros sanitários, rios, lixões ou deixados próximo aos estabelecimentos comerciais, ocasionando poluição no meio ambiente e, além disso, perda da potencialidade econômica desse resíduo (Bufalino *et al.*, 2018).

Problemas adicionais como odor desagradável e condições favoráveis de abrigo para animais peçonhentos também ganham destaque (Bufalino *et al.*, 2018).

Portanto, como uma alternativa para melhor qualidade de vida das populações locais, poderia ser pelo consumo e/ou venda dos resíduos de açaí para a produção de energia.

Nas últimas duas décadas, o açaí vem ganhando notoriedade como “superfruta” devido ao seu potencial biológico bastante consolidado na literatura (Agostini Costa, 2018; Cardoso *et al.*, 2018), onde essa rica diversidade é resultado promissor como efeito antioxidantes, antimicrobianos, anti-inflamatórios, neuroprotetores, cardioprotetores, quimiopreventivos, antigenotóxicos e outros (Alqurashi *et al.*, 2017; Barroso *et al.*, 2019; Freitas *et al.*, 2018; Schulz *et al.*, 2019).

Dessa forma, mais estudos são necessários para contribuir com novas abordagens que garantam a máxima estabilidade e aproveitamento do açaí.

***Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms**

Aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma erva daninha aquática invasora comumente encontrada em corpos d’água doce em diferentes regiões do mundo (Irewale *et al.*, 2024).

Pertencente à família Pontederiaceae, originalmente relatado na bacia amazônica e na América do Sul (Singh *et al.*, 2022), se expandiu pelo mundo, infestando corpos de água doce da África, Ásia e países da região do Pacífico (Elbasiouny *et al.*, 2021b; Luo *et al.*, 2022).

É considerada uma das espécies invasoras mais difundidas de plantas aquáticas e, atualmente, está listada entre as 100 principais espécies mais invasoras (Harun *et al.*, 2021).

Possui rápido crescimento e alta taxa de reprodução em até 201% em 7 dias, com suas sementes capazes de manter a dormência por até 15 anos (Prasetyo *et al.*, 2021).

É uma fonte de biomassa barata e sustentável (Butcha *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2022) e tem sido utilizada como adsorvente eficaz para remover contaminantes e outras nanopartículas devido às suas altas porcentagens de celulose (35%), hemicelulose (30%) e baixo percentual de lignina (10%) (Ganguly *et al.*, 2012; Tanpichai *et al.*, 2025).

Além disso, os grupos hidroxila (-OH), amino (-NH₂) e carboxila (C=O) encontrados na celulose permitem a troca catiônica que facilita a adsorção de vários contaminantes (Elbasiouny *et al.*, 2021a).

As plantas de aguapé em habitats naturais geralmente recebem esses nutrientes de escoamentos superficiais de campos agrícolas, de águas residuais domésticas e inúmeras descargas industriais (Bick *et al.*, 2020).

Uma vez que plantas de *E. crassipes* crescem densamente na superfície da água, podem bloquear a luz solar, reduzindo a atividade fotossintética geral na água; reduz o teor de oxigênio dissolvido (OD) da água, aumentando o processo de eutrofização e perturbações no equilíbrio aquático, o que afeta a composição e a biodiversidade de outras espécies (Singh *et al.*, 2022).

Além disso, obstruem a irrigação, a navegação fluvial, as hidrovias e os sistemas hidroelétricos (Ullah; Rahman, 2024). No entanto, a aguapé foi recentemente identificado por sua propriedade de limpeza de água e foi reconhecido como um bioacumulador eficiente de íons metálicos (Ali *et al.*, 2020).

Por consequência, essa espécie tem sido utilizada para tratar diferentes tipos de águas residuais, e a biomassa gerada tem sido utilizada como fertilizante, alimento de gado de alta proteína, papel e fonte de energia por meio da conversão em biogás (Bote *et al.*, 2020; Gaurav *et al.*, 2020).

Também houve trabalho sobre a liquefação hidrotérmica catalítica de Aguapé para produzir produtos ricos em bio-óleo (Singh *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2013). Assim como, está sendo explorada para potencial produção de hidrogênio (Karthikeya *et al.*, 2020).

Atualmente, a remoção de biomassa de corpos d'água infestados é o método mais amplamente adotado, devido aos requisitos simples e de baixo custo do processo, entretanto, embora simples, leva a um problema adicional de descarte inadequado de grandes quantidades de biomassa coletada (Singh *et al.*, 2022).

***Urochloa subquadrifera* (Trin) RD Webster**

Urochloa subquadrifera (Trin) RD Webster (sinônimo de *Brachiaria subquadrifera*, *B. arrecta* e *U. arrecta*) (Carniatto *et al.*, 2013; Diamante *et al.*, 2020; Thomaz *et al.*, 2009), é uma Poaceae nativa da África e invasora em regiões tropicais e subtropicais (Umetsu *et al.*, 2015), configurando-se como uma macrófita emergente, enraizada próximo às margens, que dispõe de longos ramos flutuantes, formando esteiras na superfície da água (Fares *et al.*, 2020; Thomaz *et al.*, 2012).

A ocorrência de *U. subquadrifera* está associada, em larga escala, a macrófitas nativas emergentes e flutuantes, das quais se destacam os gêneros *Eichhornia* e *Salvinia* (Thomaz; Michelan, 2011; Thomaz *et al.*, 2012).

E. crassipes é uma Pontederiaceae nativa da bacia amazônica do Brasil e Equador, sendo considerada invasora de corpos d'água e reservatórios em todo o mundo (Patel, 2012).

S. minima é uma macrófita nativa do México e da América Central e do Sul, cujo seu rápido crescimento (Sánchez Galván *et al.*, 2008), ganhou notoriedade de erva daninha problemática (Nichols *et al.*, 2000).

Devido à facilidade propagativa por seus rizomas e fragmentos que podem ser transportados na água, a invasão de *U. subquadrifera*, gera de debates sobre o uso da água e a supressão da biodiversidade (Fares *et al.*, 2020; Michelan *et al.*, 2010).

Além disso, essa espécie pode crescer como uma forma de vida epífita, ou seja, enraizada nas margens, mas se expandindo na superfície da água usando macrófitas flutuantes como *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* como suporte (Michelan *et al.*, 2017).

No Brasil, *U. subquadrifera* pode ser encontrada comumente nos biomas Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica (Pott *et al.*, 2011). E, também, tem sido relatada como problemática em reservatórios hidrelétricos, a exemplo de Barra Bonita/SP (Domingos *et al.*, 2015), Funil/MG (Moraes *et al.*, 2021) e Santana/RJ (Pitelli *et al.*, 2008), uma vez que seu potencial invasivo varia de acordo com fatores bióticos e abióticos (Michelan *et al.*, 2013).

A distribuição dessas macrófitas é influenciada pelas mudanças climáticas (mudanças de temperatura e precipitação) e é limitada pelo aumento da latitude e altitude (Alahuhta *et al.*, 2021; Lind *et al.*, 2022).

Sendo assim, as mudanças climáticas interferem no habitat das macrófitas, alterando o crescimento, a reprodução, o desenvolvimento (Chaudhry; Sidhu, 2021), a fenologia, a distribuição e a migração de espécies (Battarbee *et al.*, 2002).

As macrófitas emergentes e flutuantes, como *U. subquadrifera*, *E. crassipes* e *S. minima*, são mais suscetíveis a impactos relacionados à temperatura, em virtude à sua maior exposição a macrófitas submersas (Santamaría, 2002).

A relevância dos pesticidas na agricultura

Os pesticidas são produtos químicos essenciais na produção agrícola, que atuam de maneira bioativa na prevenção, no combate e/ou remoção de espécies indesejáveis durante a produção, processamento, estocagem e escoamento seja de alimentos ou de produtos perecíveis, como alimentos, pastagens, madeira, dentre outros (Yang *et al.*, 2025).

Milhões de toneladas métricas de pesticidas são aplicadas globalmente para controlar pragas e aumentar a produtividade das colheitas anualmente (Zhang *et al.*, 2021).

Em águas superficiais, subterrâneas e potável, a maior parte dos pesticidas são liberados em concentrações que variam de trilionésimo (ng.L^{-1}) a um bilionésimo ($\mu\text{.L}^{-1}$) (Zhou *et al.*, 2020).

A Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 e pelo Decreto nº 4.074, de 04 de janeiro de 2002, define os pesticidas como produtos e agentes de processos físico-químicos ou biológicos, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (Brasil, 2002).

Os pesticidas podem ser classificados de acordo com a finalidade, estrutura química, potencial de toxicidade e periculosidade, podendo ser identificados como organoclorados, organofosforados, triazinas, carbamatos, cloroacetamidas e piretróides (Rani *et al.*, 2017).

A classe dos pesticidas a respeito de sua finalidade inclui os herbicidas (organismo-alvo: plantas), fungicidas (organismo-alvo: fungos), inseticidas (organismo-alvo: insetos), entre outros (Ahmad *et al.*, 2024).

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em sua normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996, no Art. 3º, classifica o potencial de periculosidade ambiental de um pesticida em quatro classes: Classe I (produto altamente perigoso ao meio ambiente); Classe II (produto muito perigoso ao meio ambiente); Classe III (produto perigoso ao meio ambiente) e Classe IV (produto pouco perigoso ao meio ambiente).

A contaminação ambiental, especialmente em ecossistemas aquáticos, resultante do uso de pesticidas, surgiu como uma preocupação global significativa, com cerca de 65% das terras agrícolas em todo o mundo exibindo níveis substanciais de poluição por pesticidas (Tang *et al.*, 2021).

Como habitats para organismos aquáticos e importantes fontes de água potável para os seres humanos, a contaminação das águas superficiais com pesticidas está diretamente relacionada à segurança ecológica e à saúde pública (Li *et al.*, 2025).

Carbendazim (CBZ)

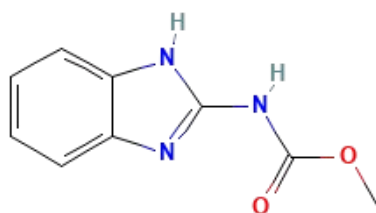
O carbendazim, também conhecido como carbamato de metil-2-benzimidazol, é um fungicida amplamente utilizado na agricultura para prevenir e controlar doenças de culturas, como antracnose e manchas foliares causadas por Ascomicetes, Basidiomicetos e Deuteromicetos (Zhou *et al.*, 2024).

O CBZ teve seu uso autorizado no Brasil no ano de 1985, com base em atribuições concedidas pela Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) do Ministério da Saúde (Rama, 2013).

Em 2009, o Carbendazim foi o 10º ingrediente ativo de agrotóxico mais comercializado no Brasil e, durante esse período até 2012, permaneceu entre os pesticidas mais consumidos do país (IBAMA, 2010).

Na estrutura química do CBZ, é possível observar a presença do anel benzimidazólico (Figura 1), que aumenta a resistência à quebra da molécula por biodegradação (Pourreza *et al.*, 2015).

Figura 1 - Estrutura química do Carbendazim



Fonte: PubChem (2025)

O carbendazim (CBZ) apresenta a fórmula molecular $C_9H_9N_3O_2$ e massa molar de $191,19 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$. Sua solubilidade em água a 24°C varia conforme o pH do meio:

29 mg·L⁻¹ em pH 4, 8 mg·L⁻¹ em pH 7 e 1,49 mg·L⁻¹ em pH 8, evidenciando uma diminuição da solubilidade com o aumento da alcalinidade (EPA, 2008; PUBCHEM, 2024).

O coeficiente de partição octanol/água (Log K_{ow}) é de 1,52, indicando comportamento moderadamente hidrofóbico (FAO, 2020). A meia-vida do CBZ na água é de aproximadamente 34 dias, sugerindo persistência ambiental significativa (DULIO *et al.*, 2014).

O coeficiente de adsorção em função do conteúdo de carbono orgânico (K_{oc}) é de 200 cm³·g⁻¹, o que denota afinidade moderada pela matéria orgânica presente no solo e em sedimentos (PAN, 2023).

O CBZ é classificado como uma substância polar, pertencente à classe dos fungicidas, e é considerado altamente tóxico. A ingestão diária aceitável (IDA) estabelecida para esse composto é de 0,02 mg·kg⁻¹·dia⁻¹ (WHO, 2005).

No Brasil, o CBZ foi o principal pesticida utilizado de forma irregular, sendo detectado em culturas não autorizadas e acima dos níveis máximos permitidos pela legislação brasileira (Rama *et al.*, 2014).

O CBZ apresenta potencial toxicidade para humanos, especialmente em altas concentrações ou exposições prolongadas e tem sido associado a efeitos adversos à saúde, como infertilidade (Zhou *et al.*, 2023), doenças renais (Ebedy *et al.*, 2022) e aumento de casos de câncer de fígado (Beigmoradi *et al.*, 2022).

Seus efeitos embriotóxicos e seu papel como desregulador endócrino, tem gerado debates no que diz respeito à saúde pública (Joseph *et al.*, 2021). Consequentemente, vários países proibiram o uso de CBZ na agricultura ou restringiram sua aplicação a padrões regulatórios extremamente rigorosos (Silva Junior *et al.*, 2025).

No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) proibiu o uso desse composto (ANVISA, 2022), entretanto, a eliminação do produto está sendo gradual, uma vez que esse é um produto comumente utilizado por agricultores nas plantações de feijão, arroz, soja e de outras culturas importantes para a economia brasileira (Peduzzi, 2022).

Tiofanato Metílico (MT)

O Tiofanato Metílico, é um pesticida pertencente à família dos benzimidazoles, também conhecido como dimetil 4,4-(o-fenileno) bis (3-tiolofanato) (Farokhvand *et al.*, 2024), é amplamente utilizado como fungicida em ambientes agrícolas e industriais, devido ao seu baixo custo e excelente atividade antifúngica (Chayata *et al.*, 2016; Che *et al.*, 2023; Tan *et al.*, 2016).

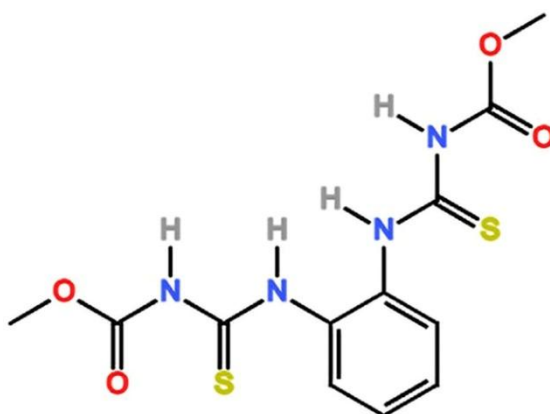
O TM é um fungicida de amplo espectro de ação, ou seja, é eficaz com as principais doenças por possuir mais de um mecanismo de ação (Jia *et al.*, 2020; Malhat *et al.*, 2021).

No entanto, por ser instável em plantas, é facilmente convertido em Carbendazim (Sharma *et al.*, 2020), cujos resíduos causam embriotoxicidade, teratogênese e desregulação endócrina (Akbari *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2014).

A figura 2 apresenta a estrutura molecular do tiofanato metílico, com fórmula molecular $C_{12}H_{14}N_4O_4S_2$ e massa molar de aproximadamente $342,4 \text{ g.mol}^{-1}$. Trata-se de um sólido cristalino, descrito como cor branco a leve marrom, com ponto de fusão de 172° C , com decomposição após tal temperatura (PubChem, 2025).

Sua solubilidade em água a $20^\circ\text{-}25^\circ\text{C}$ é baixa, situando-se em cerca de $26\text{-}27 \text{ mg.L}^{-1}$ e seu coeficiente de partição n-octanol/água ($\log K_{ow}$) apresenta valores experimentais próximos a 1,4-1,5, indicando moderada hidrofobicidade (PubChem, 2025).

Figura 2 - Estrutura química do Tiofanato Metílico



Fonte: PubChem (2025)

Os limites residuais máximos aprovados de tiofanato-metil podem variar de 2mg.kg^{-1} a 3mg.kg^{-1} , dependendo da cultura em questão (Wang *et al.*, 2024).

O TM se degrada lentamente no ambiente natural e não permanece apenas nas plantas ou frutas após sua aplicação, mas também é lixiviado pela chuva para os ambientes aquáticos, espalhando poluição silenciosamente (Baggio *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2020).

Além dos efeitos carcinogênicos amplamente relatado do TM, diversos estudos relataram efeitos deletérios, incluindo a perturbação dos sistemas genéticos e do metabolismo de mamíferos (Feki *et al.*, 2017; Singh *et al.*, 2016).

Atualmente, os resíduos desse pesticida em alimentos são rigorosamente controlados em nível nacional e internacional. Portanto, é necessário explorar métodos de detecção de TM para o monitoramento da segurança alimentar e garantir sua qualidade (Wang *et al.*, 2024).

Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético (2,4-D)

O herbicida ácido 2,4-Diclorofenoxiacético ($C_8H_6Cl_2O_3$), conhecido como 2,4D, é um derivado dos compostos de ácido fenoxiacético classificados como reguladores de crescimento de plantas ou hormônios que funcionam como auxinas sintéticas (Filkowski *et al.*, 2003; Martins *et al.*, 2024), cuja finalidade é eliminar eficazmente ervas daninhas em terra e em ambientes aquáticos (Mohd Ghazi *et al.*, 2023).

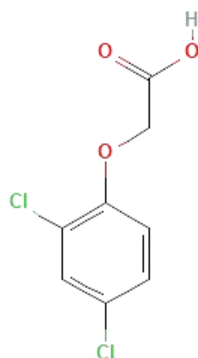
Essa substância é um sólido incolor a marrom claro, inodoro, e tem uma densidade maior que a da água, o que permite que afunde (Nguyen *et al.*, 2024).

É classificado como extremamente tóxico (classe toxicológica I), podendo apresentar os limites máximos de dioxinas de 0,01 ppm e de fenóis livres de 3,0 g.kg⁻¹ (ANVISA, 2019).

O 2,4 D (Figura 3) apresenta solubilidade em água (S) de 484,00 mg.L⁻¹ a 20°C e em água com pH 2,8 a 20°C, de 351,9 mg.L⁻¹ (IBAMA, 2019).

Além disso, o 2,4D é um ácido orgânico forte, com dissociação em soluções aquosas, formando o íon dimetilamonia e conjugados de base 2,4D, com constante de dissociação (pKa) equivalente a 3,29 a 20°C (IBAMA, 2019; PPDB, 2025).

Figura 3 - Estrutura química do ácido 2,4 D



Fonte: PubChem (2025)

O herbicida 2,4 D, é altamente seletivo e pós-emergente, aplicado via foliar e desloca-se até os pontos de crescimento da planta, ou seja, é translocado via floema, caracterizando-se assim, como um herbicida sistêmico (Marchi *et al.*, 2008).

Atrazina (ATZ)

Um dos herbicidas de cloro mais utilizados na agricultura é a atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropil-aminos-triazina), $C_8H_{14}ClN_5$ (Almahri *et al.*, 2023). É um herbicida seletivo altamente eficaz para o manejo de uma variedade de ervas daninhas de folhas largas e gramíneas, incluindo milho e cana-de-açúcar (Abumelha *et al.*, 2025).

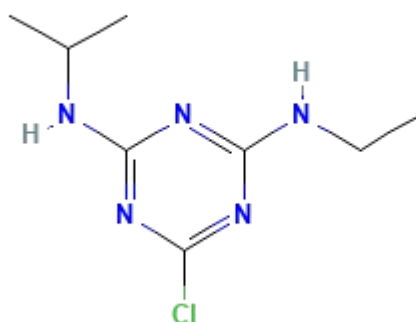
A ATZ possui alta persistência e tempo de vida útil de dias até anos no ambiente, devido à estabilidade do anel s-triazina, o qual inibe sua degradação natural (Rani *et al.*, 2017).

Desde 1991, o uso da atrazina foi proibido em vários países europeus devido aos seus efeitos prejudiciais à saúde humana, mas ainda é comumente usada em vários países emergentes, incluindo Irã, China e Brasil (Almahri *et al.*, 2023).

Por apresentar propriedades de meia-vida longa, ser moderadamente móvel, ter elevado potencial de lixiviação, alta estabilidade química e baixa adsorção no solo, esse herbicida representa perigo para organismos aquáticos, plantas e seres humanos (Gao *et al.*, 2019).

A figura 4 apresenta a estrutura química da atrazina. Na sua forma pura, a atrazina é um pó incolor, inodora, tem ponto de fusão entre 173 e 175°C, densidade de 1,19 g.ml⁻¹, é considerada uma base fraca com pKa de 1,68, pouco solúvel em água (33 mgL⁻¹ a 27°C) (Rani *et al.*, 2017).

Figura 4 - Estrutura química da Atrazina



Fonte: PubChem (2025)

A ANVISA denomina a atrazina na classe III de toxicidade, assim, ela se enquadra como um composto medianamente tóxico (BRASIL, 2021). Enquanto o IBAMA a destaca na classe II, como muito perigoso, no que diz respeito à periculosidade ambiental (Moraes, 2019).

Alterações na expressão de proteínas, mudanças celulares, danos ao DNA, mutagênese de espermatozoides e disrupção hormonal endócrina são exemplos de danos graves aos organismos humanos (Ramirez *et al.*, 2023; Wei *et al.*, 2018).

Em relação aos animais, a exposição ao herbicida a níveis específicos interfere no desenvolvimento sexual de espécies de anfíbios na natureza e diminui o número total de espécies de animais, além de impedir a ação fotossintética, o que interrompe o estabelecimento de plantas aquáticas nos ecossistemas aquáticos (Cao *et al.*, 2018, 2021).

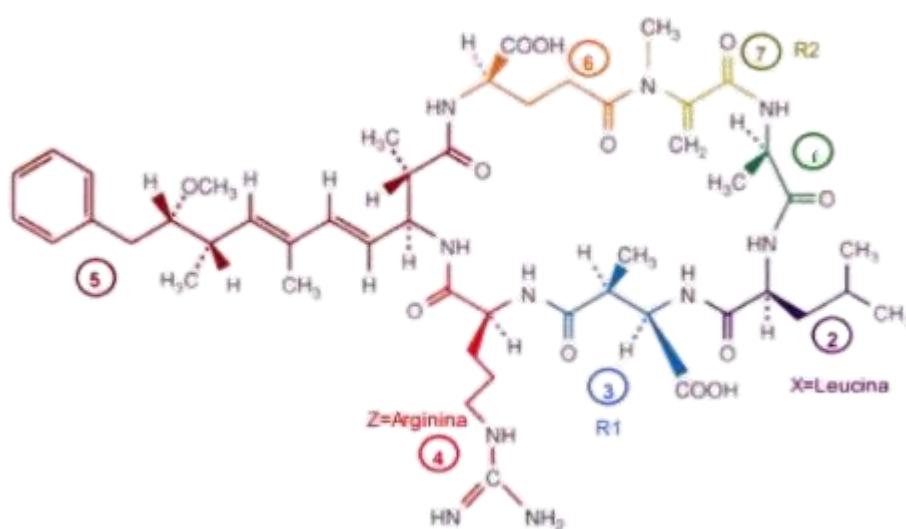
Microcistina (MC)

As microcistinas (MC's) são heptapeptídeos cíclicos hepatotóxicos e estão entre os três principais fatores ambientais, juntamente com o vírus da hepatite B e aflatoxinas, contribuindo para o câncer de fígado (Gu *et al.*, 2022). Representam uma classe de metabólitos secundários produzidos por cianobactérias durante florações de algas em águas eutróficas (Dai *et al.*, 2025).

Seu nome deve-se ao fato dessa toxina ter sido isolada inicialmente da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* (Cruz *et al.*, 2012). Além disso, outras espécies dos gêneros *Anabaena*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Synechocystis* e *Aphanocapsa* também a produzem de ocorrência comum em reservatórios de água doce (Di Bernardo *et al.* 2010).

Em relação a sua estrutura química (Figura 5), as MC's são heptapeptídeos cíclicos, contendo dois L-aminoácidos variáveis, possuindo a seguinte estrutura química: ciclo (-d-Ala-L-X-D-eritro-β-metilAsp (ligação iso)-1-Y-Adda-D-Glu (ligação iso)-N-metildeidro-Ala). O Adda é um β aminoácido raro com a estrutura 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4 (E), 6(E)-ácido dienóico, o qual, por sua vez, é responsável pela hepatotoxicidade das MC's (Cruz *et al.*, 2012).

Figura 5 - Estrutura química de Microcistina-LR



Ciclo (D-alanina¹ - X² - D-MeAsp³ - Z⁴ - Adda⁵ - D-glutamato⁶ - Mdha⁷)

Fonte: (Carmichael *et al.*, 2001)

Até o momento, mais de 250 homólogos de MC's foram identificados em águas superficiais, que não apenas degradam a qualidade da água, mas também representam uma ameaça considerável à saúde humana (McCord *et al.*, 2018).

Isso é possível, devido a variação dos aminoácidos nas posições 2, 4 e outras combinações que vão definir sua toxicidade, apresentando três isômeros mais prevalentes, abundantes e estudados sendo MC-LR, MC-RR e MC-YR (Mohamed *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2025).

Relatos indicam que as microcistinas são fortemente cancerígenas, sendo o fígado e os rins de animais e seres humanos os órgãos-alvo para o acúmulo e ação (Bai *et al.*, 2024; Lad *et al.*, 2022).

Notavelmente, devido à sua estabilidade química, as microcistinas são resistentes a ácidos e bases fortes, permanecendo inalterados mesmo sob a ação de decomposição de hidrolases de proteínas convencionais (He *et al.*, 2022).

Além disso, os processos gerais de tratamento de água, como filtração, cloração e fervura, permanecem ineficazes para a remoção de microcistinas da água (Rosenblum *et al.*, 2017).

Águas contaminadas com MC's colocam diretamente em risco os organismos aquáticos e podem entrar nos solos por meio de irrigação e lixiviação (Peng *et al.*, 2025).

Além disso, seu acúmulo em produtos agrícolas pode, em última análise, apresentar efeitos adversos indiretos na saúde humana por meio da cadeia alimentar (Mohamed *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024).

Tendo em vista os efeitos adversos na saúde humana e nos ecossistemas, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estipulou uma concentração máxima permitida de $1 \mu\text{L}^{-1}$ para MC-LR na água potável (McCord *et al.*, 2018).

Biochar: produção, caracterização e aplicações na remediação de águas contaminadas

O *biochar* é um material carbonáceo obtido por pirólise de biomassa sob condições controladas de oxigênio e temperatura (Wang; Wang, 2019), tem se destacado como uma tecnologia sustentável para o tratamento de águas contaminadas e para o manejo de resíduos (Fang *et al.*, 2025).

Diversos métodos de produção, como pirólise (lenta e rápida), carbonização hidrotérmica, torrefação, pirólise por micro-ondas e gaseificação, influenciam

significativamente as propriedades físico-químicas do biocarvão e, conseqüentemente, sua eficácia na adsorção de contaminantes (Cha *et al.*, 2016).

Durante o processo de pirólise, a biomassa é convertida em um material estável e poroso, com área superficial aumentada, presença de grupos funcionais e elevada resistência à degradação, o que o torna útil para aplicações ambientais, como adsorvente de contaminantes inorgânicos (metais pesados) e orgânicos (pesticidas, fármacos, entre outros) (Fang *et al.*, 2025; Tan *et al.*, 2016).

A produção de biocarvão a partir de biomassas de resíduos agrícolas, florestais, urbanos e industriais, contribui para a mitigação das mudanças climáticas ao evitar a emissão de carbono por decomposição natural ou queima inadequada (Gwenzi *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019).

Estima-se que bilhões de toneladas de resíduos orgânicos sejam gerados anualmente, sendo sua conversão em *biochar* uma solução viável e de valor agregado (Millati *et al.*, 2019; Tripathi *et al.*, 2019).

Os mecanismos de remoção de contaminantes por *biochar* incluem precipitação, troca iônica, complexação, atração eletrostática, ligações de hidrogênio, partição hidrofóbica, preenchimento de poros e interações π - π do tipo doador/aceitador de elétrons (Ambaye *et al.*, 2020).

A atuação desses mecanismos depende do tipo de contaminante e das características do biocarvão, como área superficial, estrutura porosa, morfologia, pH, teor de cinzas, carga superficial, condutividade elétrica e composição elementar (Tan *et al.*, 2021).

A presença de grupos funcionais, como carboxila, hidroxila, carbonila e fenólicos, favorece a sorção por meio de interações específicas com diferentes classes de poluentes (Fang *et al.*, 2025).

Além disso, *biochar* com alta proporção de microporos favorecem a adsorção de compostos de baixo peso molecular, enquanto aqueles com mesoporos são mais eficientes para moléculas maiores, como antibióticos (Sing, 1991).

As propriedades do biocarvão também variam de acordo com a matéria-prima utilizada. Biomassas lenhosas tendem a produzir biochar com maior área superficial, baixo teor de cinzas e elevada hidrofobicidade, ideais para remoção de contaminantes orgânicos (Hassan *et al.*, 2020).

Biomassas herbáceas e esterco, por sua vez, originam biocarvões com maior conteúdo de cinzas e grupos funcionais oxigenados, favorecendo a adsorção de metais pesados e nutrientes (Wan *et al.*, 2020).

A lignina, celulose e hemicelulose presentes na biomassa influenciam diretamente a estrutura porosa do biocarvão produzido (Deng *et al.*, 2016).

A temperatura de pirólise é um dos fatores operacionais mais relevantes. Temperaturas mais elevadas (600–800 °C) aumentam a microporosidade, a hidrofobicidade e a área superficial, tornando o biochar mais eficaz na adsorção de contaminantes orgânicos aromáticos (Sun *et al.*, 2023).

Enquanto biocarvões produzidos em temperaturas mais baixas (300–400 °C) mantêm maior quantidade de grupos funcionais, sendo mais apropriados para a adsorção de contaminantes inorgânicos e orgânicos polares (Qiu *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2021).

Diante da crescente crise global da água, agravada por atividades antrópicas e pela carência de tecnologias acessíveis de tratamento, o biochar representa uma alternativa promissora, de baixo custo, sustentável e versátil (Afshar; Mofatteh, 2024).

CAPÍTULO 1

BIOCARVÃO DE RESÍDUO DE AÇAÍ E SUA CAPACIDADE ADSORTIVA PARA RETER CONTAMINANTES EM MATRIZ AQUOSA

RESUMO

Este capítulo avaliou o potencial do biocarvão produzido a partir do resíduo de açaí (*Euterpe oleracea*) na remoção de contaminantes em matriz aquosa, com enfoque na adsorção de pesticidas amplamente utilizados na atividade agrícola. Para a produção do material, foi utilizado o resíduo lignocelulósico proveniente do processamento do fruto do açaí, submetido à pirólise controlada em duas temperaturas, 500° C e 800° C, com o objetivo de otimizar as propriedades físico-químicas do adsorvente. O estudo realizou a caracterização estrutural, química e textural do biocarvão por meio de análises de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier, ponto de carga zero e área superficial específica. Posteriormente, foi avaliado sua capacidade adsortiva frente aos compostos Carbendazim, Tiofanato Metílico, 2,4-D e Atrazina em solução aquosa. Os resultados demonstram que a temperatura de pirólise exerce influência significativa sobre a eficiência de adsorção, promovendo melhor desempenho do material em temperaturas mais elevadas, especialmente para compostos de caráter hidrofóbico e neutro. Dentre os pesticidas avaliados, destaca-se o Tiofanato Metílico, que apresenta elevada taxa de remoção. O capítulo evidenciou a viabilidade técnica e ambiental do aproveitamento do resíduo de açaí como matéria-prima para a produção de um adsorvente sustentável, de baixo custo e com potencial aplicação no tratamento de águas contaminadas.

Palavras-chave: biocarvão; resíduo de açaí; adsorção; pesticidas; remediação hídrica.

ABSTRACT

This chapter evaluated the potential of biochar produced from açaí (*Euterpe oleracea*) waste to remove contaminants from an aqueous matrix, with a focus on the adsorption of pesticides widely used in agriculture. To produce the material, lignocellulosic waste from the processing of açaí fruit was subjected to controlled pyrolysis at two temperatures, 500°C and 800°C, with the aim of optimizing the physicochemical properties of the adsorbent. The study characterized the structural, chemical, and textural properties of the biochar using Fourier transform infrared spectroscopy, zero-load point, and specific surface area analyses. Subsequently, its adsorption capacity was evaluated against the compounds Carbendazim, Thiophanate-methyl, 2,4-D, and Atrazine in aqueous solution. The results demonstrate that the pyrolysis temperature exerts a significant influence on adsorption efficiency, promoting better material performance at higher temperatures, especially for hydrophobic and neutral compounds. This chapter demonstrated the technical and environmental feasibility of utilizing açaí waste as a raw material for the production of a sustainable, low-cost adsorbent with potential application in the treatment of contaminated water.

Keywords: biochar; açaí waste; adsorption; pesticides; water remediation.

1.1 INTRODUÇÃO

O crescimento da industrialização e urbanização favorece o aumento da recorrência de diversos poluentes nas matrizes hídricas (Almeida *et al.*, 2021). Os poluentes emergentes são aqueles que podem ser classificados como novas substâncias cujos impactos de contaminação não foram totalmente elucidados (Sauvé; Desrosiers, 2014).

Exemplos de contaminantes emergentes são os pesticidas, hormônios, produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, nanomateriais, microplásticos, dentre outros (Noorani *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2023a).

Esses contaminantes, estão sendo detectados com mais frequência nas matrizes e demonstraram representar ameaças à saúde humana e ao meio ambiente, incluindo resistência bacteriana, desregulação endócrina, toxicidade e carcinogênese (Li *et al.*, 2024; Marson *et al.*, 2022).

Dentre os fungicidas estão o Carbendazim (CBZ), altamente persistente com baixa taxa de degradação e o mais comumente encontrado em águas superficiais (Qi *et al.*, 2014) e o Tiofanato Metílico sendo amplamente utilizado para inibir o crescimento de fungos patogênicos, estendendo simultaneamente o período de armazenamento de alimentos (Sharma *et al.*, 2018).

Dentre a classe dos herbicidas estão o 2,4 D, comumente utilizado na agricultura no controle de ervas daninhas em culturas como milho, soja e trigo (Belkacem *et al.*, 2025) e a Atrazina, também empregado no manejo de ervas daninhas (Farkas *et al.*, 2024).

A persistência desses compostos em matrizes aquosas e nos solos, representa uma ameaça contínua, com repercussões potenciais que incluem a contaminação da água e a interrupção dos processos fisiológicos das plantas, prejudicando assim a integridade ambiental e a segurança alimentar (Zhang *et al.*, 2025).

É evidente a importância de monitorar esses compostos e propor tecnologias para removê-los e proteger o ecossistema. Nesse intuito, o processo de adsorção tem sido amplamente utilizado, devido ser um processo de fácil operação, design simples, alta eficiência e baixo custo (Vieira *et al.*, 2020).

Além disso, esse processo aproveita a grande diversidade de materiais adsorventes disponíveis, geralmente à base de carbono, como é o caso do *biochar*,

para avaliar suas interações com contaminantes, que podem ser químicos ou físicos (Tang *et al.*, 2018; Vieira *et al.*, 2020).

O *biochar* é um carbono pirogênico produzido pela queima termoquímica limitada por oxigênio de resíduos de culturas, madeira e outra biomassa sólida (Sharma *et al.* 2018). Tem o potencial de reter grande parte do carbono original (C) de forma recalcitrante, contribuindo para o sequestro de C e ajudando a aliviar as variações climáticas (Towoju; Petinrin, 2023).

Possui propriedades como eletronegatividade, capacidade de retenção de água, capacidade de troca catiônica e capacidade de reduzir o efeito tóxico de poluentes como oligoelementos e pesticidas potencialmente tóxicos, que dependem da qualidade da matéria-prima, temperatura de pirólise, tempo de processamento e pressão (Balmuk *et al.*, 2023).

Essas propriedades justificam o porquê do uso de resíduos de açaí (*Euterpe oleraceae*), espécie comum na região amazônica, tem sido pesquisada para produzir biocarvão (Greco *et al.*, 2022; Sato *et al.*, 2019, 2020).

Os benefícios associados ao consumo de açaí têm sido responsáveis pelo aumento de sua popularidade mundial, aumentando sua demanda de produção. No entanto, os resíduos de processamento estão se tornando problemas ambientais locais, resultando em aproximadamente 80 toneladas de resíduos para cada 100 toneladas de fruta (Queiroz *et al.*, 2020).

Como esses resíduos não tem destinação específica, são deliberadamente descartados e acumulados no entorno das ruas, sistemas de esgoto, florestas e rios, representando riscos à saúde pública em virtude da proliferação de vetores de doenças devido ao acúmulo propenso de água estagnada ou como esconderijo de animais peçonhentos (Sato *et al.*, 2019, 2020).

Os resíduos de açaí são ricos em lignina e celulose, que podem ser convertidos em biomassa e *biochar* como solução simples e local para sua redução de volume final dos resíduos descartados, bem como sua efetiva reciclagem e valorização econômica, resultando em renda adicional (Vieira *et al.*, 2022).

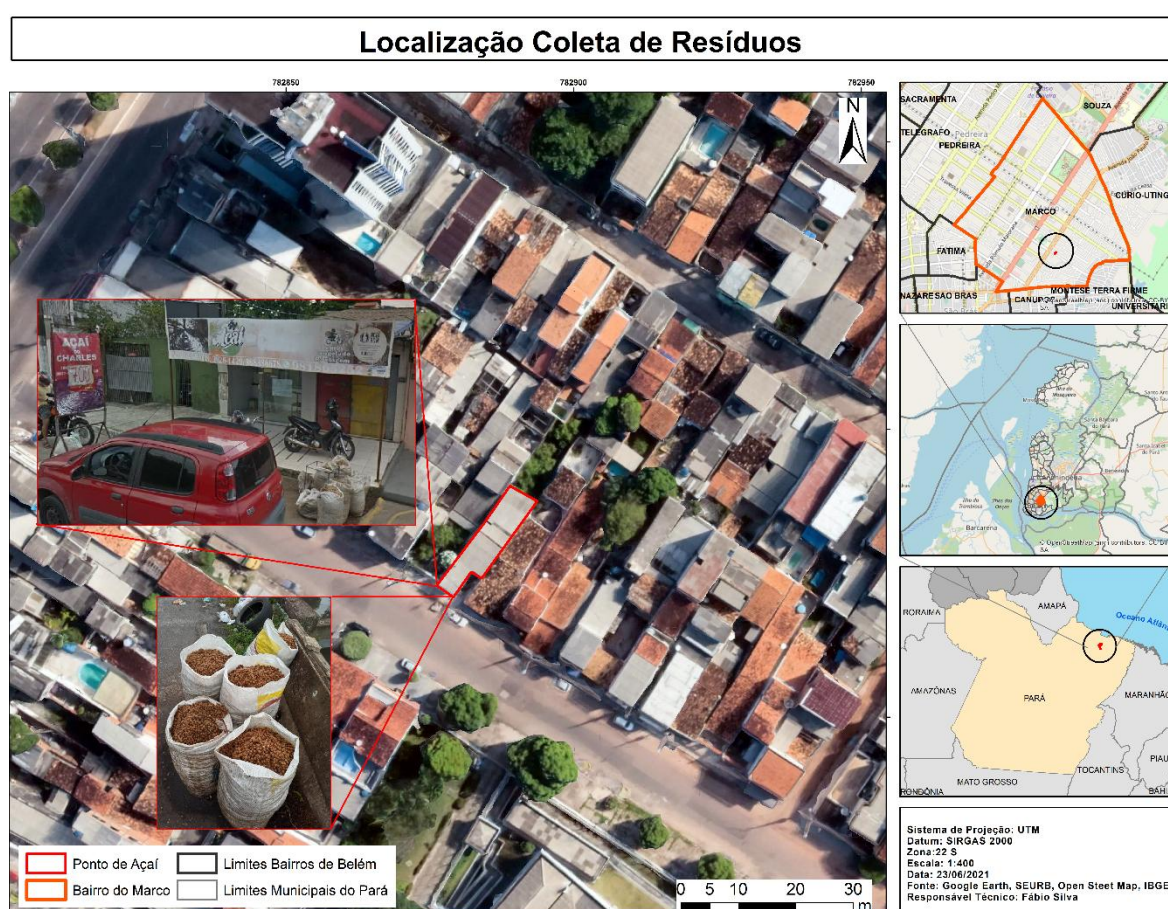
Mediante o exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial do *biochar* de resíduo de açaí na remoção de contaminantes em matriz aquosa.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Local de coleta

Para a produção do biocarvão, foi coletado aproximadamente 10 kg de resíduos de açaí, compostos principalmente de sementes e fibras, oriundos de um micro empreendimento comercial de despulpamento do fruto (Figura 1), localizado no bairro do Marco, pertencente à região Metropolitana de Belém/PA, norte do Brasil.

Figura 1 - Mapa de localização da coleta de resíduos de açaí

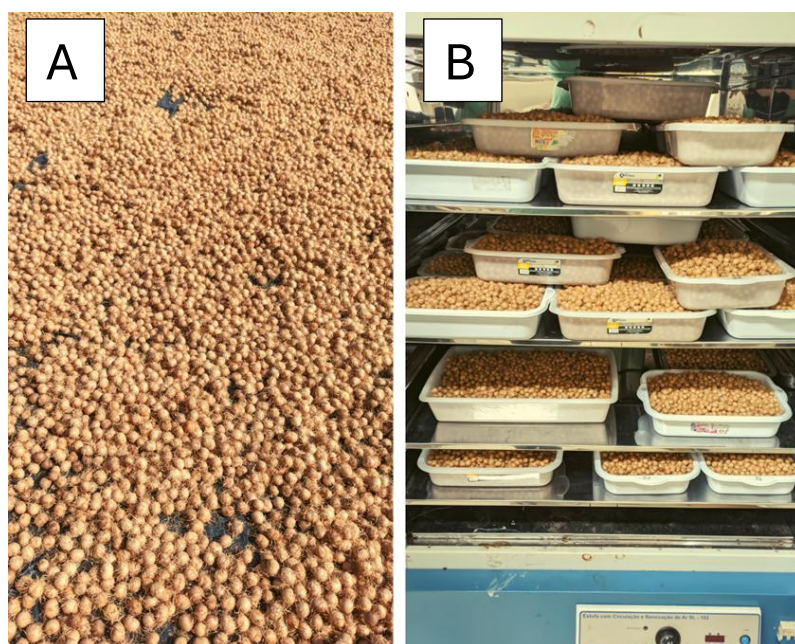


Fonte: Autor (2025)

O material proveniente da coleta foi conduzido ao Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia – NUPAM, da Faculdade de Ciências Agronômicas – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, campus Botucatu, São Paulo, onde procedeu-se a lavagem de todo o material coletado com água corrente, para a retirada de impurezas indesejáveis e obtenção das amostras.

Na etapa seguinte, objetivou-se reduzir o teor de umidade do caroço de açaí, por meio do processo de secagem (Figura 2), inicialmente, ao sol e, posteriormente, em estufa térmica com circulação forçada de ar e controle analógico de temperatura a $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}$, até atingir umidade constante conforme realizado por Sousa *et al.* (2021).

Figura 2 - Disposição do material ao ar livre (A) e no interior da estufa (B) para secagem



Fonte: Autor (2025)

1.2.2 Síntese do biocarvão

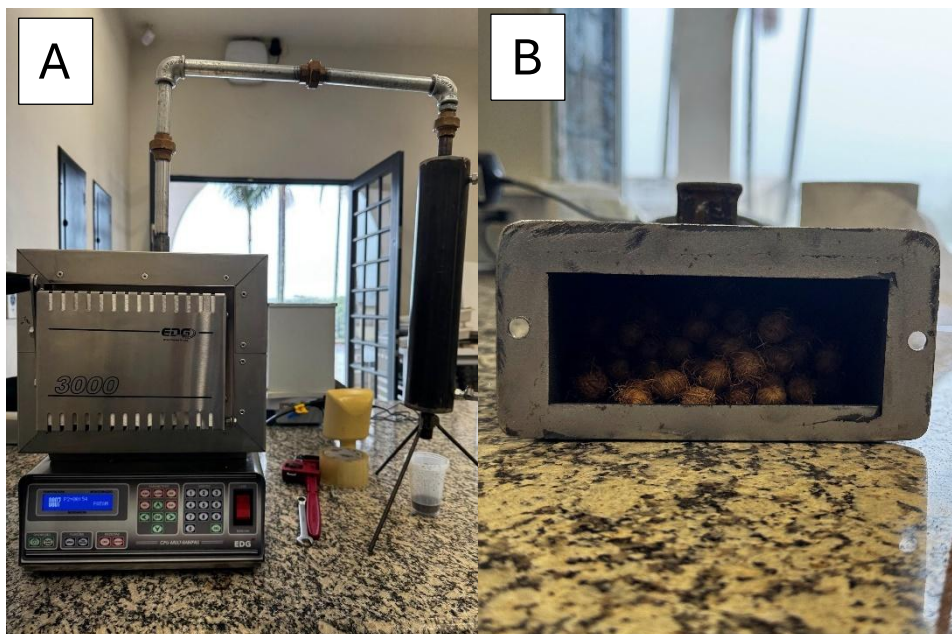
As sementes de açaí foram depositadas em um reator metálico conectado a um tubo condensador resfriado à água, o qual é acoplado a um frasco coletor de gases condensáveis e carbonizadas em forno elétrico, conforme realizado por Sousa *et al.* (2021), sendo o forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P (Figura 3).

A taxa de aquecimento utilizada foi de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$, nas seguintes rampas de aquecimento: a 500°C (100°C durante 30 minutos até 500°C durante 60 minutos) e 800°C (100°C durante 30 minutos até 800°C durante 60 minutos), seguindo os mesmos passos de Sousa *et al.* (2021).

Ao término da carbonização, o material obtido foi resfriado até atingir equilíbrio térmico, sendo, posteriormente, triturado no moinho de facas e separado granulometricamente em peneiras de 40 e 60 mesh, sobrepostas, selecionado o retido

na de 60 *mesh*, em seguida armazenado em embalagens plásticas até o momento de uso, seguindo o roteiro utilizado por Sato *et al.* (2020).

Figura 3 - Forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P, adaptado com um tubo condensador (A) e reator metálico para deposição das amostras (B)



Fonte: Autor (2025)

1.2.3 Caracterização do biocarvão

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier foi utilizada para obter os grupos funcionais. Os espectros foram obtidos utilizando um espectrofotômetro IRSpirit (Shimadzu) com acessório QATR-S (Figura 4), na região de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} e resolução de 4 cm^{-1} .

Figura 4 - Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier



Fonte: Autor (2025)

As isotermas de adsorção-dessorção de N₂ foram utilizadas para determinar as propriedades texturais (área superficial, volume de poros e tamanho de poros) dos biocarvões (Figura 5), utilizando a equação de Brunauer-Emmett-Teller (BET) (Quantachrome Nova 3000).

Figura 5 - Análise textural de Brunauer-Emmett-Teller (BET)



Fonte: Autor (2025)

1.2.4 Ponto de Carga Zero (PCZ)

Este parâmetro é crucial para a compreensão e previsão do comportamento de adsorção em diferentes condições de pH, uma vez que influencia diretamente as interações eletrostáticas entre o adsorvente e os contaminantes em solução (Barbosa; Zuniga, 2024).

O PCZ foi determinado empregando-se o método de variação de pH, também conhecido como "experimento dos 11 pontos" ou método pH drift conforme proposto por Barbosa; Zuniga (2024), Aires de Freitas; Yasmine de Freitas Câmara; Freitas Freire Martins (2015); Neusatz Guilhen *et al.*, (2022).

A metodologia consiste na preparação de 11 soluções aquosas, utilizando água destilada, com pH inicial ajustado na faixa de 4 a 11. O ajuste do pH foi realizado mediante a adição de gotas de soluções de Ácido clorídrico (HCl) 0,1M, para diminuir o pH da água destilada, e hidróxido de amônia (NH₄OH) 0,1 M, para aumentar, sendo o valor de pH monitorado por um pHmetro, realizado com um conta-gotas (pipeta de pasteur), um agitador magnético e uma garrafa PET com água destilada.

É importante notar que o ajuste do pH inicial de cada solução foi realizado individualmente, evitando a mistura direta de soluções ácidas e básicas. Este cuidado metodológico visa prevenir a formação de sais em concentrações elevadas que poderiam alterar a força iônica da solução e, conseqüentemente, interferir na determinação precisa do PCZ.

Em seguida, 0,1 g do biochar (adsorvente) foi adicionado a 25 mL de cada uma das 11 soluções em um erlenmeyer. As suspensões foram submetidas à agitação constante por um período de 24 horas em um agitador magnético à temperatura ambiente.

Após o período de agitação, o pH final de cada suspensão foi medido. A determinação do PCZ é realizada graficamente, plotando-se a variação de pH inicial e a variação do final e inicial medidos. O PCZ corresponde ao ponto de intersecção da curva com o eixo onde a variação do pH resulta em 0.

1.2.5 Ensaio de adsorção

Os estudos de adsorção, para este estudo, foram realizados nos biocarvões de (500° e 800° C), em dois tempos de queima, 1h e 2 h. Para tal, o material foi testado na concentração de 100mg com granulometria de 60 *mesh*.

Uma solução de 10 mL de água ultrapura contendo o mix de pesticidas, sendo eles, Carbendazim, Tiofanato Metílico, Atrazina, 2,4 D e Amoxicilina, em concentração de 200ppb, foi adicionada em 100 mg de biocarvão em tubos falcon de 15mL.

A mistura foi agitada em vórtex e, posteriormente, em agitador a 750 rpm durante 30 min em temperatura ambiente (25°C), sem ajuste de pH. Os tubos falcon foram levados ao ultrassom (Elma) durante 10 min, sem taxa de aquecimento.

Ao final do experimento, uma alíquota das soluções foi centrifugada (Centrifuge 5417 R) a 12.000rpm, durante 10 min, a 15° C, para garantir que o sólido seja separado do sobrenadante, conforme realizado no estudo de Piccirillo *et al.* (2017).

O sobrenadante foi filtrado PVDF (Merck Millipore), em seguida o filtrado foi analisado por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas - LCMS para determinar a concentração final de adsorção da solução mix contendo os pesticidas.

1.2.6 Cromatografia Líquida com Espectrometria de Massas – LCMS

Nessa análise, 1 µL do filtrado foi injetado em sistema UHPLC NEXERA XR (Shimadzu Corporation, Japão) nas seguintes condições: coluna Shimpack FC-ODS (150 X 2 mm, 3 µm), utilizando fase móvel (A) H₂O + 5 mM de acetato de amônio e fase (B) metanol + 5mM de acetato de amônio e concentração inicial 3% de B.

Foi adotado o gradiente 0-1 min 3 a 10% de B; 1-2 min 10 a 55% de B; 2-7 min 55 a 95% de B; 7-10 min 95% de B; 10.01-12 min 3% de B. Foi utilizado o fluxo 0,4 mL min⁻¹ e temperatura do forno de coluna a 40° C. Em relação à espectrometria de massas, foi utilizado um LCMS triploquadrupolo modelo 8060-NX (Shimadzu, Corporation, Japão).

A fonte utilizada foi a *elektrospray*, com modo de ionização positivo e negativo (de acordo com cada pesticida) e o método de aquisição a ser adotado foi MRM (*Multiple Reaction Monitoring*).

Para a quantificação dos pesticidas foi feita uma curva de calibração em matriz, nas concentrações 500 ppb; 200 ppb; 100 ppb e 50 ppb. Para as otimizações das transições voltagens e parâmetros de interface foi utilizado o software Labsolutions connect.

1.2.7 Delineamento experimental

Os conjuntos de dados para cada composto estudado foram submetidos a análise de variância conjuntamente para que fosse possível determinar a

homogeneidade entre os experimentos e a viabilidade de agrupá-los, o que simplificaria a apresentação dos resultados. As análises indicaram valores significativos para o F de experimentos, inviabilizando a análise conjunta.

Portanto, nas Tabelas 1 a 4 (Apêndices A-D), são apresentados os resultados das análises estatísticas dos experimentos individualizados para cada um dos compostos estudados quanto ao potencial de sorção pelo biochar de açai.

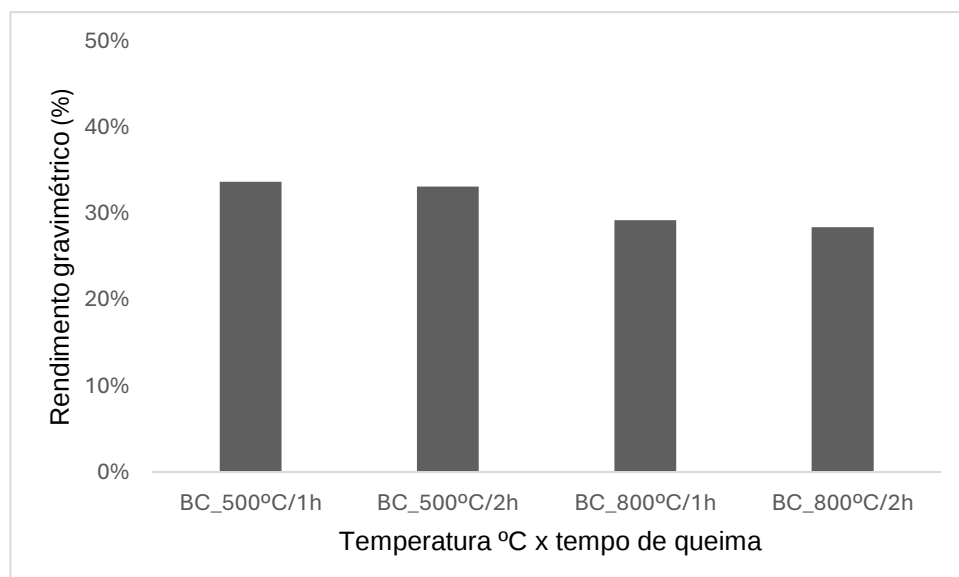
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Rendimento gravimétrico do carvão

O maior rendimento gravimétrico do biocarvão de açai foi observado na temperatura de 500°C, com o tempo de residência de 1h, em 33,69%. Em contraste, o *biochar* produzido a 800°C, com 2h de tempo de queima, obteve 28,42% (Figura 6).

Ou seja, para cada 100kg de resíduos de açai, podem ser produzidos 33,69kg e 28,42kg, considerando respectivamente as temperaturas a 500°C e 800°C, em que se nota um maior rendimento na condição da menor temperatura analisada.

Figura 6 - O rendimento gravimétrico do carvão de açai é inversamente proporcional ao aumento da temperatura



Fonte: Autor (2025)

Observou-se uma tendência de diminuição do RGC do biocarvão de açai com o aumento da temperatura final de carbonização, corroborando com outros estudos

(Sato *et al.*, 2019, 2020), uma vez que em temperaturas maiores resulta na maior liberação de líquidos e gases em detrimento da produção de sólidos, o que explica a redução do rendimento do *biochar* verificado por Santos *et al.* (2025).

Além disso, fatores intrínsecos ao material, como o tipo de extrativo, a composição química e estabilidade térmica podem influenciar no rendimento em carvão vegetal, conforme sugerem Leite *et al.* (2015) e Bufalino *et al.* (2018).

1.3.2 Desempenho adsortivo do biocarvão de açaí

A tabela 1 resume os percentuais de remoção de quatro compostos orgânicos (2,4-D, Tiofanato Metílico, Carbendazim e Atrazina) por biocarvão de resíduo de açaí, obtidos a diferentes temperaturas de pirólise (500°C e 800°C), em 1h e 2h de queima.

Os dados demonstram que a eficiência adsortiva do biocarvão é altamente influenciada pelas condições de carbonização, bem como pela natureza química dos compostos-alvo.

Tabela 1 - Percentual da capacidade adsortiva do biocarvão de açaí

Composto	500 °C/1h (%)	500 °C/2h (%)	800 °C/1h (%)	800 °C/2h (%)
2,4-D	5,88	7,62	21,07	26,71
Tiofanato Metílico	88,15	87,89	100	100
Carbendazim	62,26	64,37	97,8	98,57
Atrazina	47,47	46,70	70,78	75,72

Fonte: Autor (2025)

O herbicida 2,4-D apresentou baixos percentuais de remoção nas quatro condições analisadas, com valores que variaram de 5,88% (500°C/1h) a 26,71% (800°C/2h). O aumento de temperatura e tempo resultou em um leve incremento na eficiência, porém insuficiente para alcançar remoções significativas.

Isso pode ser atribuído à elevada solubilidade em água do 2,4-D e à presença de grupos funcionais ácidos (como a carboxila), os quais conferem caráter aniônico em pH neutro segundo Lin *et al.* (2020), dificultando sua interação com superfícies predominantemente hidrofóbicas e carregadas negativamente dos biocarvões.

Assim, observa-se que o biocarvão de açaí não é um bom adsorvente eficiente para esse tipo de contaminante sem modificações químicas específicas.

Em relação ao Tiofanato Metílico, observou-se remoções elevadas em todas as condições, variando entre 87,89% à 100%, com eficiência máxima atingida nas amostras pirolisadas a 800°C.

Segundo Beljin *et al.* (2024) e Dong *et al.* (2024), uma possível explicação é sobre a estrutura aromática e relativamente hidrofóbica do TM, o qual favorece sua adsorção por interações do tipo π - π com domínios grafiticos do biocarvão, que se tornam mais expressivos em altas temperaturas de pirólise.

Além disso, a estabilidade térmica do material a 800°C permite maior retenção do composto. Esses achados estão em concordância com estudos anteriores de Raad *et al.* (2021) e Cao *et al.* (2023), que relatam remoções superiores a 90% de TM em biocarvões à base de resíduos lignocelulósicos.

O Carbendazim, outro fungicida de estrutura aromática, também apresentou desempenho adsorativo notável, com remoções de 62,26% e 64,37% a 500°C, e incremento para 97,80% e 98,57% a 800°C (1h e 2h, respectivamente).

Esses resultados sugerem forte dependência da eficiência adsorativa do biocarvão de açaí, uma vez que estudos indicam que o Carbendazim interage preferencialmente via forças de van der Waals, interações π - π e hidrofóbicas, o que explica sua elevada afinidade com superfícies aromáticas carbonizadas na análise de Rasool, Rasool e Gani (2024).

A atrazina apresentou remoção intermediária nas amostras pirolisadas a 500°C (aproximadamente 47%) e valores elevados a 800°C (70,78 a 75,72%). A remoção desse composto é favorecida pela alta estabilidade da sua estrutura aromática, o que contribui para sua afinidade com superfícies hidrofóbicas.

Gao *et al.* (2019) indica que a atrazina possui comportamento adsorativo fortemente relacionado à área superficial do adsorvente e à presença de poros menores que 2nm (microporos), os quais são ampliados significativamente em temperaturas acima de 700°C.

Esses achados ainda corroboram a eficiência observada do biocarvão de açaí a 800°C, sugerindo seu uso potencial no tratamento de águas contaminadas por atrazina.

Para validação do método, foi feito uma comparação dos biocarvões de resíduos de açaí, utilizados neste estudo, com carvão ativado da marca Sigma, com granulometria de 100 mesh.

O carvão ativado apresentou retenção máxima para 2,4 D e Tiofanato Metílico; para Carbendazim e Atrazina, 99,7% e 92,65%, respectivamente.

O carvão ativado da marca Sigma apresenta custo médio de aquisição superior a 200 US\$ kg⁻¹, decorrente dos processos industriais de ativação química e física a temperaturas acima de 900° C (Frota *et al.*, 2023).

Fazendo uma comparação direta, os biocarvões de resíduo de açaí apresentaram eficiência comparável com o carvão ativado Sigma na adsorção de Tiofanato Metílico e Carbendazim, alcançando remoções próximas de 100% mesmo sem a necessidade de ativação adicional (Cui *et al.*, 2024; De Souza; Dias Ferreira, 2024; Manikandan *et al.*, 2023).

Este é um achado bem interessante, uma vez considerando o custo de produção de biocarvões, obtidos a partir de resíduos agroindustriais abundantes e de baixo valor econômico, é aproximadamente 50 a 100 vezes inferior ao de um carvão ativado comercial, tornando-o uma alternativa economicamente viável e ambientalmente sustentável para o tratamento de efluentes contaminantes com pesticidas e fármacos (Herath Bandara, 2025).

1.3.3 Área superficial (BET)

A análise textural dos biocarvões, obtidos a partir do caroço de *Euterpe oleraceae*, revelou valores de área superficial (BET) e volume de poros (BJH) iguais a zero, indicando ausência de poros acessíveis a moléculas de nitrogênio a 77 K empregada na técnica (Thommes *et al.*, 2015).

Esse resultado decorre das condições de pirólise utilizadas (500°C e 800°C, com taxa de aquecimento de 10° C min⁻¹ e 1 h de residência), que promoveram uma estrutura de carbono altamente condensada, com provável fechamento de microporos ou colapso de canais internos, tornando-os inacessíveis à adsorção física de N₂ (Sing *et al.*, 1985).

A molécula de N₂ utilizada nesta técnica possui diâmetro cinético de aproximadamente 0,364 nm, e microporos menores que este valor ou com cavidades estreitas não são detectados pela análise, resultando em valores aparentes de área e volumes nulos (Thommes *et al.*, 2015)

Mesmo apresentando valores de BET e BJH equivalentes a zero, os biocarvões de resíduo de açaí demonstraram elevada eficiência de adsorção, à medida que a temperatura aumenta, o que evidencia que a capacidade adsorptiva não depende exclusivamente da área superficial acessível ao N₂ (Ahmad *et al.*, 2014).

Esta performance pode ser explicada pela presença de microporos ultrafinos e grupos funcionais ativos, que embora não acessíveis à molécula de N₂, interagem fortemente com contaminantes orgânicos através de forças de Van der Waals, interações hidrofóbicas e ligações π - π (Tan *et al.*, 2015).

Além disso, o aumento da temperatura de carbonização para 800°C favorece a aromatização da estrutura e formação de sítios π , que intensificam a adsorção de moléculas aromáticas, mesmo na ausência de área específica mensurável (Keiluweit *et al.*, 2010).

Estudos anteriores relatam valores de área superficial extremamente baixos para biocarvões de caroço de açaí produzidos entre 400°C e 450°C, com valores inferiores a 10 m² g⁻¹, reforçando que a ausência de área mensurável não implica ausência de sítios ativos (Dias Júnior, 2021).

Em *biochars* lignocelulósicos produzidos em altas temperaturas, também é relatada a presença de microporos ultrafinos inacessíveis ao N₂, mas detectáveis por adsorção de CO₂, sugerindo que o BET igual a zero representa uma limitação da técnica, e não uma propriedade intrínseca do material (Sing *et al.*, 1985).

Dessa forma, a elevada capacidade de adsorção dos biocarvões de açaí, mesmo com BET e BJH nulos, é atribuída à sinergia entre microporos fechados e grupos funcionais quimicamente ativos, que garantem forte interação com os contaminantes em matriz aquosa (Fahmi *et al.*, 2018; Peixoto *et al.*, 2022).

1.3.4 Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier

Os espectros de FTIR, da biomassa *in natura*, do caroço de açaí (Figura 7) apresentam bandas características de materiais lignocelulósicos, associadas a presença de hemicelulose, celulose e lignina (Barros *et al.*, 2021; Javier-Astete; Jimenez-Davalos; Zolla, 2021).

As principais absorções observadas incluem uma banda larga em aproximadamente 3400 cm⁻¹, atribuída ao estiramento O-H de álcoois e fenóis, bandas de C-H alifático entre 2850-2950 cm⁻¹ e uma banda carbonila C=O em

aproximadamente 1730 cm^{-1} , típica de grupos éster e carboxílicos (Zhao; Ta; Wang, 2017).

Outras bandas em aproximadamente $1050\text{-}1150\text{ cm}^{-1}$ correspondem ao estiramento C-O de álcoois e éteres, enquanto a região entre $1600\text{-}1620\text{ cm}^{-1}$, está associada a vibrações C=C de anéis aromáticos da lignina (Javier-Astete; Jimenez-Davalos; Zolla, 2021).

Após a pirólise a 500°C (Figura 7), observa-se a redução significativa das bandas de O-H, em aproximadamente 3400 cm^{-1} , e C=O, em aproximadamente 1730 cm^{-1} , indicando reações de desidratação, descarboxilação e degradação de compostos oxigenados voláteis, com aumento relativo das bandas de C=C aromático, aproximadamente em 1600 cm^{-1} (Guo; Chen, 2014).

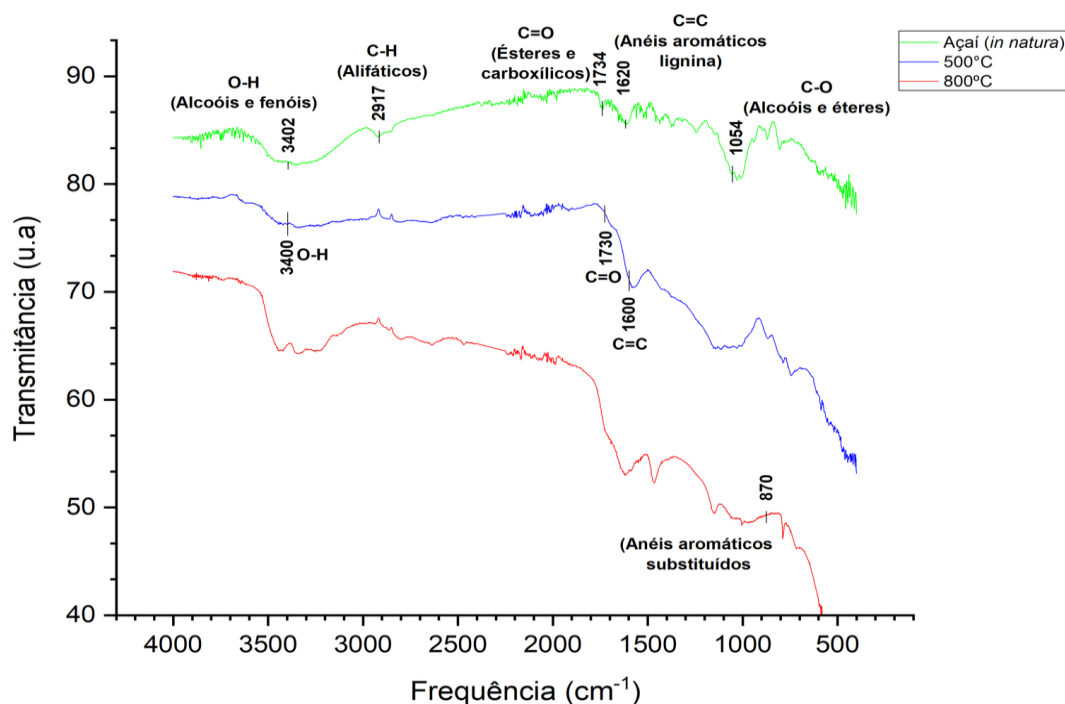
Essa transição confirma a conversão parcial da matriz lignocelulósica em uma estrutura mais estável e aromática, característica de biocarvões intermediários, nos quais ainda coexistem grupos oxigenados residuais e segmentos carbonizados (Keiluweit *et al.*, 2010).

No biocarvão produzido a 800°C (Figura 7), as bandas de O-H e C=O praticamente desaparecem, evidenciando a formação de uma matriz rica em estruturas aromáticas condensadas e ligações C=C gráficas, enquanto bandas fracas entre $870\text{-}900\text{ cm}^{-1}$, indicam vibrações fora do plano de anéis aromáticos substituídos (Zhao; Ta; Wang, 2017).

A predominância dessas bandas revela a aromatização avançada e a maior estabilidade química do material, o que está diretamente relacionado à maior eficiência na adsorção de compostos orgânicos polares, devido à predominância de interações $\pi\text{-}\pi$ e forças de dispersão de Van der Waals (Ahmad *et al.*, 2014).

Desta forma, os resultados de FTIR corroboram a observação experimental de que o aumento da temperatura de pirólise promove maior condutividade eletrônica, menor polaridade superficial e, conseqüentemente, maior afinidade para contaminantes orgânicos, explicando a eficiência adsortiva, mesmo na ausência de área detectável por BET (Tan *et al.*, 2015).

Figura 7 - FTIR da biomassa de açaí, *biochar* a 500° C e 800° C



Fonte: Autor (2025)

1.3.5 Ponto de Carga Zero (PCZ)

O ponto de carga zero (PCZ) representa o valor de pH no qual a superfície do adsorvente apresenta carga líquida neutra (Kosmulski, 2023).

Desta forma, quando o pH da solução é inferior ao PCZ, a superfície do adsorvente tende a ser positivamente carregada, favorecendo a adsorção de espécies aniônicas, enquanto em pH superior ao PCZ ocorre predominância das cargas negativas, propiciando a retenção de moléculas catiônicas ou neutras polares (Hmaied *et al.*, 2025; Kosmulski, 2023).

No presente estudo, a biomassa de açaí *in natura* (Figura 8) apresentou PCZ equivalente a 6,12, indicando uma superfície com caráter levemente ácido a neutro, associado à elevada presença de grupos funcionais oxigenados, como hidroxilas, fenóis e carboxilas, típicos de materiais lignocelulósicos (Tan *et al.* 2015).

Após a pirólise a 500° C (Figura 9), observou-se aumento expressivo do PCZ para 8,4, refletindo a degradação térmica desses grupos ácidos e a formação de estruturas aromáticas mais condensadas, além do enriquecimento em minerais alcalinos (cinzas), o que pode conferir maior basicidade à superfície do biocarvão (Ahmad *et al.*, 2014; Inyang *et al.*, 2016).

Para o biocarvão a 800° C (Figura 10), o PCZ apresentou leve incremento, 8,46, indicando que temperaturas mais elevadas intensificam a carbonização, promovendo maior remoção de grupos oxigenados e aumento da estabilidade estrutural, com predomínio de superfícies hidrofóbicas e básicas (Keiluweit *et al.* 2010; Yuan; Xu, 2011).

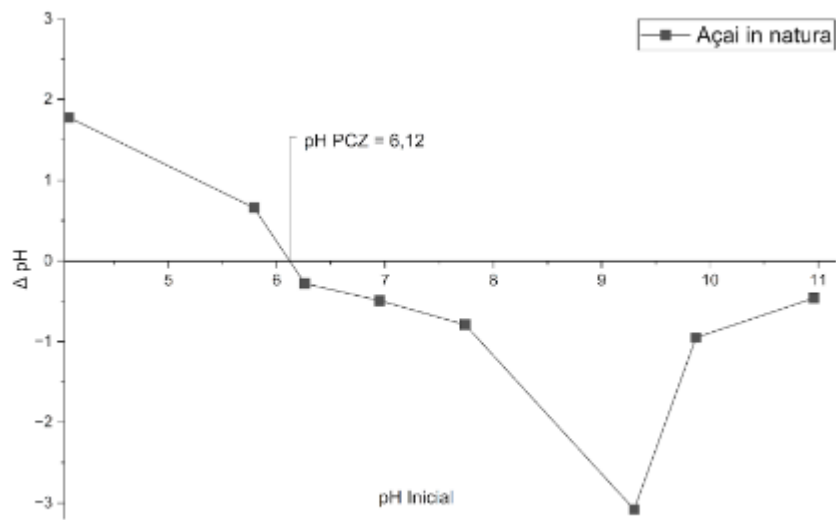
Tal comportamento reflete na maior predominância de sítios superficiais de caráter negativo, os quais influenciam diretamente a adsorção de pesticidas de natureza neutra ou fracamente polar, como o Carbendazim e o Tiofanato Metílico (Dong *et al.*, 2024; Sun *et al.*, 2025).

Assim, fica evidente a relação direta entre o PCZ e a natureza química dos compostos, uma vez que explica a máxima remoção dos pesticidas de caráter neutro e aromático, observados a 800°C (Li *et al.*, 2022).

Como o PCZ do material é inferior ao pH da solução, a superfície encontra-se negativamente carregada, favorecendo interações com espécies contendo átomos de enxofre e nitrogênio polares, conforme observado para o Tiofanato Metílico e o Carbendazim (Cui *et al.*, 2024; Dong *et al.*, 2024).

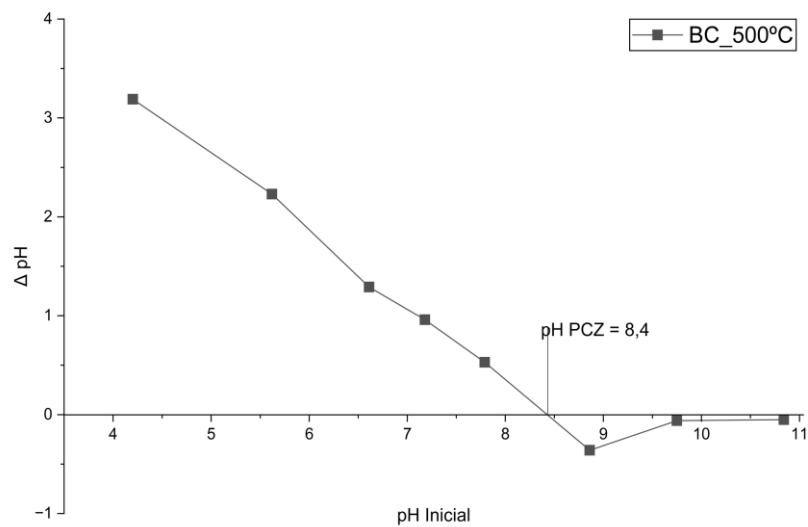
Essa evidência demonstra que a modificação térmica da biomassa não altera apenas a composição funcional, mas redefine o perfil eletrostático da superfície, permitindo a adsorção seletiva mesmo na ausência de microestrutura porosa detectável. Logo, o PCZ se mostra o principal fator determinante do desempenho adsorptivo do biocarvão de açaí, superando as limitações de área superficial e porosidade (Banik *et al.*, 2018; Fang *et al.*, 2014).

Figura 8 - PCZ da biomassa do açaí



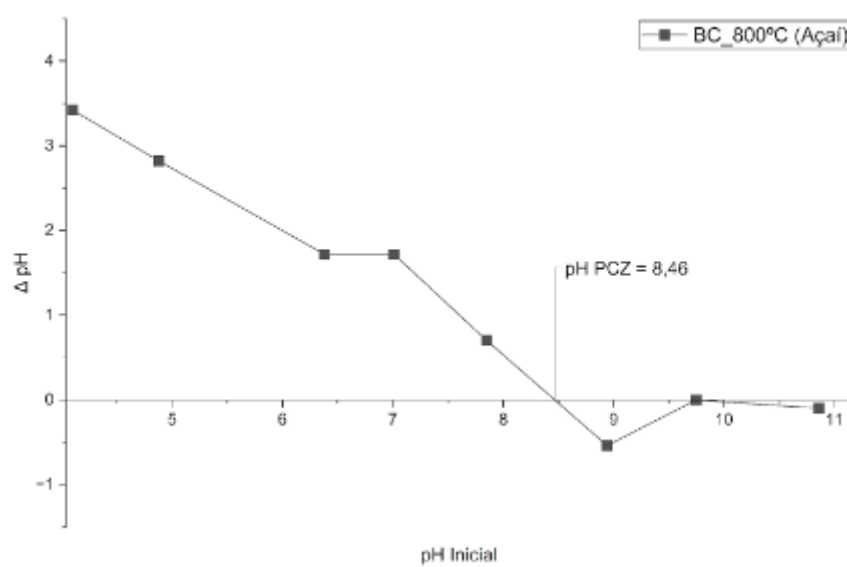
Fonte: Autor (2025)

Figura 9 - PCZ do biocarvão de açaí (500°C)



Fonte: Autor (2025)

Figura 10 - PCZ do biocarvão de açaí (800°C)



Fonte: Autor (2025)

1.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

De maneira geral, observou-se que o aumento da temperatura de pirólise promove melhorias significativas nas propriedades adsorptivas do biocarvão de açaí, principalmente pela formação de estruturas gráficas, mesmo sem apresentar porosidade desenvolvida.

Compostos com caráter hidrofóbico, estruturas aromáticas e baixa polaridade como o Tiofanato Metílico, Carbendazim e Atrazina foram mais eficientemente removidos.

Por outro lado, compostos ionizáveis e polares, como o 2,4-D, apresentam baixa afinidade pelo material, evidenciando a necessidade de futuras modificações químicas para ampliar a versatilidade do adsorvente.

Mediante às transformações estruturais promovidas pela pirólise, conclui-se que o caroço de açaí apresenta elevado potencial para a produção de *biochar* aplicado à descontaminação ambiental.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, Mahtab *et al.* Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, 1 mar. 2014.
- ALMEIDA, A. da S. V. *et al.* Caffeine removal using activated biochar from açai seed (*Euterpe oleracea* Mart): Experimental study and description of adsorbate properties using Density Functional Theory (DFT). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 1 fev. 2021.
- BALMUK, Gizem *et al.* Effects of pyrolysis temperature and pressure on agronomic properties of biochar. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 169, p. 1–8, 1 jan. 2023.
- BANIK, Chumki *et al.* Impact of Pyrolysis Temperature and Feedstock on Surface Charge and Functional Group Chemistry of Biochars. **Journal of environmental quality**, v. 47, n. 3, p. 452–461, maio 2018.
- BARBOSA, Mariana Carvalho; ZUNIGA, Abraham Damian Giraldo. Análise do ponto de carga zero e espectroscopia de infravermelho de um carvão ativado proveniente de bagaço de malte. **Research, Society and Development**, v. 13, n. 8, p. e13113846706, 31 ago. 2024.
- BARROS, Samara Kelly Amaral *et al.* Obtenção e caracterização de farinhas de caroço de açai (*Euterpe oleracea*) e de casca de bacaba (*Oenocarpus bacaba*). **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, p. e2710413724, 29 mar. 2021.
- BELJIN, Jelena *et al.* Biochar in the Remediation of Organic Pollutants in Water: A Review of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon and Pesticide Removal. **Nanomaterials**, v. 15, n. 1, p. 1–18, 27 dez. 2024.
- BELKACEM, Fatima Zohra *et al.* A new synthesis method for organoclay and its role in enhancing the adsorption of the 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide: Performance and interactions. **Inorganic Chemistry Communications**, v. 178, p. 1–14, 1 ago. 2025.
- BUFALINO, Lina *et al.* Local variability of yield and physical properties of açai waste and improvement of its energetic attributes by separation of lignocellulosic fibers and seeds. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 10, n. 5, p. 1–11, 1 set. 2018.
- CAO, Niannian *et al.* Rapid and efficient removal of multiple aqueous pesticides by one-step construction boric acid modified biochar. **Royal Society of Chemistry**, v. 13, p. 8765–8778, 16 mar. 2023.
- CUI, Kai *et al.* Thiophanate-methyl and its major metabolite carbendazim weaken rhizobacteria-mediated defense responses in cucumbers against Fusarium wilt. **aBIOTECH**, v. 5, n. 4, p. 417–430, 1 dez. 2024.
- DIAS JÚNIOR, L. **Caracterização de biocarvões produzidos a partir de resíduos de açai (*Euterpe oleracea*), bambu (*Bambusa vulgaris*) e castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*)**, (2021).
- DONG, Xu *et al.* Mechanisms of adsorption and functionalization of biochar for

pesticides: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 272, p. 1–11, 1 mar. 2024.

FAHMI, Alaa Hasan *et al.* Physical modification of biochar to expose the inner pores and their functional groups to enhance lead adsorption. **RSC Advances**, v. 8, n. 67, p. 38270, 2018.

FANG, Qile *et al.* Aromatic and hydrophobic surfaces of wood-derived biochar enhance perchlorate adsorption via hydrogen bonding to oxygen-containing organic groups. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 279–288, 7 jan. 2014.

FARKAS, Daniel *et al.* Assessing the impact of soil microbial fuel cells on atrazine removal in soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 478, p. 1–12, 5 out. 2024.

FREITAS, Fernanda Beatriz Aires; CÂMARA, Myrelle Yasmine Freitas; Freire, Martins Daniel Freitas. Determinação do PCZ de adsorventes naturais utilizados na remoção de contaminantes em soluções aquosas. **Blucher Chemistry Proceedings 5º Encontro Regional de Química & 4º Encontro Nacional de Química**, v.3, 2015.

GAO, Yan *et al.* A comparison of the characteristics and atrazine adsorption capacity of co-pyrolysed and mixed biochars generated from corn straw and sawdust. **Environmental Research**, v. 172, p. 561–568, 1 maio 2019.

GRECO, Gianluca *et al.* Biomass derived carbons physically activated in one or two steps for CH₄/CO₂ separation. **Renewable Energy**, v. 191, p. 122–133, 1 maio 2022.

GUO, Jianhua; CHEN, Baoliang. Insights on the Molecular Mechanism for the Recalcitrance of Biochars: Interactive Effects of Carbon and Silicon Components. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 16, p. 9103–9112, 19 ago. 2014.

HMAIED, Asma *et al.* Biochars Derived from Diverse Local Tunisian Feedstocks for Environmental Remediation: Physicochemical Properties and Adsorption Behaviour. **Land 2025, Vol. 14, Page 2224**, v. 14, n. 11, p. 2224, 10 nov. 2025.

JAVIER-ASTETE, Rosario; JIMENEZ-DAVALOS, Jorge; ZOLLA, Gaston. Determination of hemicellulose, cellulose, holocellulose and lignin content using FTIR in *Calycophyllum spruceanum* (Benth.) K. Schum. And *Guazuma crinita* Lam. **PLoS ONE**, v. 16, n. 10 October, 1 out. 2021.

KEILUWEIT, Marco *et al.* Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar). **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 1247–1253, 2010.

KOSMULSKI, Marek. The pH dependent surface charging and points of zero charge. X. Update. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 319, 1 set. 2023.

LEITE, Edson Rubens da Silva *et al.* Estudo tecnológico da madeira de *Coffea arabica* L. visando à combustão completa e pirólise. **Coffee Science**, v. 10, p. 1-8, 28 julho 2014.

LI, Guizhen *et al.* Effectiveness and mechanisms of the adsorption of carbendazim from wastewater onto commercial activated carbon. **Chemosphere**, v. 304, p. 135231, 1 out. 2022.

LI, Xingyu *et al.* Comprehensive review of emerging contaminants: Detection

technologies, environmental impact, and management strategies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 278, p. 1–19, 15 jun. 2024.

LIN, Sen *et al.* Recycling application of waste long-root *Eichhornia crassipes* in the heavy metal removal using oxidized biochar derived as adsorbents. **Bioresource Technology**, v. 314, p. 1–6, 1 out. 2020.

MARSON, Eduardo O. *et al.* A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: Occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. **Science of The Total Environment**, v. 836, p. 1–19, 25 ago. 2022.

NEUSATZ GUILHEN, Sabine *et al.* Role of Point of Zero Charge in the Adsorption of Cationic Textile Dye on Standard Biochars from Aqueous Solutions: Selection Criteria and Performance Assessment. **Recent Progress in Materials**, v. 04, n. 02, p. 1–30, 19 maio 2022.

NOORANI, K. R. P. M. *et al.* Recent advances in remediation strategies for mitigating the impacts of emerging pollutants in water and ensuring environmental sustainability. **Journal of Environmental Management**, v. 351, p. 1–11, 1 fev. 2024.

PEIXOTO, Bruno Salarini *et al.* Highly Functionalized Microporous Activated Biochar from Syagrus coronata Waste: Production, Characterization, and Application in Adsorption Studies. **Water** 2022, Vol. 14, Page 3525, v. 14, n. 21, p. 3525, 3 nov. 2022.

PICCIRILLO, C. *et al.* Biphasic apatite-carbon materials derived from pyrolysed fish bones for effective adsorption of persistent pollutants and heavy metals. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 5, p. 4884–4894, 1 out. 2017.

QI, Weixiao *et al.* Organic micropollutants in the Yangtze River: Seasonal occurrence and annual loads. **Science of The Total Environment**, v. 472, p. 789–799, 15 fev. 2014.

QIU, Xiaojie *et al.* Physicochemical and adsorptive properties of biochar derived from municipal sludge: sulfamethoxazole adsorption and underlying mechanism. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1275087, 18 out. 2023.

QUEIROZ, Leandro S. *et al.* Activated carbon obtained from amazonian biomass tailings (acai seed): Modification, characterization, and use for removal of metal ions from water. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 1–8, 15 set. 2020.

RASOOL, Saheem *et al.* Understanding the carbendazim adsorption from water using biochar derived from apple pomace and industrial wastewater sludge: experimental and DFT approaches. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 35, p. 47818–47835, 1 jul. 2024.

SANTOS, Patrícia Leonídia dos *et al.* Exploring the effects of slow pyrolysis temperature and species on the quality of charcoal from Amazonian woody wastes. **Renewable Energy**, v. 240, p. 1–15, 15 fev. 2025.

SANTOS, Ronald K. S. *et al.* *Euterpe oleracea* based biochar for clonazepam adsorption: synthesis, characterization, adsorption properties, and toxicity assays. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 18, p. 52485–52497, 1 abr. 2023.

SATO, Michel Keisuke *et al.* Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis

conditions. **Waste Management**, v. 96, p. 158–167, 1 ago. 2019.

SATO, Michel Keisuke *et al.* Biochar as a sustainable alternative to açai waste disposal in Amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 139, p. 36–46, 1 jul. 2020.

SAUVÉ, Sébastien; DESROSIERS, Mélanie. A review of what is an emerging contaminant. **Chemistry Central Journal**, v. 8, n. 1, p. 1–7, 26 fev. 2014.

SHARMA, Gaurav *et al.* Guar gum-crosslinked-Soya lecithin nanohydrogel sheets as effective adsorbent for the removal of thiophanate methyl fungicide. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 114, p. 295–305, 15 jul. 2018.

SHARMA, S. P. Biochar for Carbon Sequestration: Bioengineering for Sustainable Environment. **Omics Technologies and Bio-engineering: Volume 2: Towards Improving Quality of Life**, p. 365–385, 1 jan. 2018.

SING, K. S. W. *et al.* **Reporting physisorption data for gas/solid systems-with special reference to the determination of surface area and porosity**. (1985).

SUN, Yang *et al.* The Effect of Biochar Characteristics on the Pesticide Adsorption Performance of Biochar-Amended Soil: A Meta-Analysis. **Agriculture 2025, Vol. 15, Page 1617**, v. 15, n. 15, p. 1617, 25 jul. 2025.

TANG, Dai *et al.* Efficiently Exploring Adsorption Space to Identify Privileged Adsorbents for Chemical Separations of a Diverse Set of Molecules. **ChemSusChem**, v. 11, n. 9, p. 1567–1575, 9 maio 2018.

TAN, Xiaofei *et al.* Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. **Chemosphere**, v. 125, p. 70–85, 1 abr. 2015.

THOMMES, Matthias *et al.* Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**, v. 87, n. 9–10, p. 1051–1069, 1 out. 2015.

TOWOJU, Olumide A.; PETINRIN, Moses O. Climate change mitigation with carbon capture: An overview. **International Journal of Sustainable Energy and Environmental Research**, v. 12, n. 1, p. 1–9, 24 mar. 2023.

VIEIRA, Wedja Timóteo *et al.* Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation. A review. **Environmental Chemistry Letters 2020 18:4**, v. 18, n. 4, p. 1113–1143, 9 abr. 2020.

VIEIRA, Yasmin *et al.* An overview of forest residues as promising low-cost adsorbents. **Gondwana Research**, v. 110, p. 393–420, 1 out. 2022.

YUAN, J-H.; XU, R-K. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. **Soil Use and Management**, v. 27, p. 110–115, 2011.

ZHANG, Weijian *et al.* Mechanistic elucidation of citric acid-modified biochar-mediated atrazine degradation and drift risk mitigation in maize rhizosphere soil. **Industrial Crops and Products**, v. 233, p. 1–17, 1 out. 2025.

ZHANG, Yanyan *et al.* Harmful cyanobacteria-diatom/dinoflagellate blooms and their cyanotoxins in freshwaters: A nonnegligible chronic health and ecological hazard. **Water Research**, v. 233, p. 1–14, 2023.

ZHAO, Shi Xiang; TA, Na; WANG, Xu Dong. Effect of Temperature on the Structural and Physicochemical Properties of Biochar with Apple Tree Branches as Feedstock Material. **Energies** 2017, Vol. 10, Page 1293, v. 10, n. 9, p. 1293, 30 ago. 2017.

CAPÍTULO 2

BIOCARVÃO DE AGUAPÉ (*EICHHORNIA CRASSIPES*) E BRACHIARIA (*UROCHLOA SUBQUADRIpara*) PARA A BIORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS

RESUMO

Este capítulo avaliou a eficiência de biocarvões produzidos a partir das biomassas vegetais de aguapé (*Eichhornia crassipes*) e braquiária aquática (*Urochloa subquadrifera*) na biorremediação de águas eutrofizadas contaminadas por microcistina-LR. Para isso, empregou-se biomassa vegetal abundante em ambientes aquáticos como matéria-prima para a produção do biocarvão por pirólise controlada, visando ao aproveitamento sustentável desses materiais. O estudo realizou a caracterização físico-química dos adsorventes por meio de análises espectroscópicas, texturais e de superfície, incluindo FTIR, área superficial específica e ponto de carga zero, com a finalidade de compreender os mecanismos de adsorção envolvidos. Em seguida, avaliou-se a remoção da microcistina-LR em sistema Manifold, com posterior quantificação por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas. Os resultados demonstram elevada eficiência de remoção para ambos os materiais, com destaque para o biocarvão derivado de *Urochloa subquadrifera*, que apresenta desempenho superior. O estudo atribuiu a eficiência observada à presença de grupos funcionais oxigenados e às interações eletrostáticas e π - π estabelecidas entre o adsorvente e a toxina. O capítulo comprovou a viabilidade do uso de biomassas aquáticas como fonte de adsorventes sustentáveis aplicáveis ao tratamento de águas impactadas por processos de eutrofização.

Palavras-chave: biocarvão; aguapé; braquiária aquática; microcistina-LR; biorremediação.

ABSTRACT

This chapter evaluated the effectiveness of biochar produced from the plant biomass of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water brachiaria (*Urochloa subquadrifera*) in the bioremediation of eutrophic waters contaminated with microcystin-LR. To this end, plant biomass abundant in aquatic environments was used as raw material for biochar production via controlled pyrolysis, aiming at the sustainable use of these materials. The study characterized the physical and chemical properties of the adsorbents through spectroscopic, textural, and surface analyses, including FTIR, specific surface area, and zero-charge point, to understand the adsorption mechanisms involved. Next, the removal of microcystin-LR was evaluated in a manifold system, followed by quantification via liquid chromatography coupled with mass spectrometry. The results demonstrate high removal efficiency for both materials, with particular emphasis on the biochar derived from *Urochloa subquadrifera*, which exhibits superior performance. The study attributed the observed efficiency to the presence of oxygenated functional groups and to the electrostatic and π - π interactions established between the adsorbent and the toxin. The chapter demonstrated the feasibility of using aquatic biomass as a source of sustainable adsorbents applicable to the treatment of waters impacted by eutrophication processes.

Keywords: biochar; water hyacinth; aquatic brachiaria; microcystin-LR; bioremediation.

2.1 INTRODUÇÃO

Níveis elevados de nutrientes, incluindo nitrogênio (N) e fósforo (P), promovem a proliferação de algas e, eventualmente, florações dessas que causam problemas ambientais, conhecido como eutrofização (Rozemeijer *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023b).

A eutrofização é responsável pela deterioração da qualidade da água nos corpos receptores devido à diminuição dos níveis de oxigênio, sendo causada principalmente pela presença de nitrato (NO_3^-) e nutrientes fosfato (PO_4^{3-}) (Ihsanullah *et al.* 2024).

O PO_4^{3-} é inserido nos corpos d'água de fontes naturais via decomposição de rochas, aplicação de fertilizantes nos solos, escoamento agrícola e descarga de águas residuais, propiciando o crescimento excessivo de algas, além da produção de microcistinas e a potenciais riscos para a saúde humana (Almanassra *et al.*, 2021; Beiyuan *et al.*, 2024; Qu *et al.*, 2020; Vikrant *et al.*, 2018).

Em virtude da preocupação com a eutrofização, adota-se limites mais rigorosos de PO_4^{3-} nos efluentes de águas residuais, com valores potencialmente baixos como $0,1 \text{ mg P.L}^{-1}$, como indicativo de proteção tanto para a saúde humana como o ambiente aquático (Wang *et al.*, 2024b).

O crescimento massivo de algas, nos eventos de floração, diminui a transparência da água, a quantidade de oxigênio e inibe o crescimento de macrófitas, desequilibrando a cadeia alimentar aquática, uma vez que a biodiversidade e o espaço livre para outros organismos também são reduzidos (Santos *et al.*, 2024; Song *et al.*, 2023).

No período de 2003 a 2020, as ocorrências de florações de algas em águas eutróficas aumentaram em mais de 13,2% em extensão espacial e de 59,2% em frequência (Dai *et al.*, 2023).

Muitos gêneros de cianobactérias podem produzir metabólitos secundários, denominados de cianotoxinas, que podem reduzir suficientemente o oxigênio dissolvido na água para interromper as teias alimentares dos organismos aquáticos, causando zonas mortas na água (Yoon *et al.*, 2021).

Assim, as florações tóxicas de cianobactérias afetam a saúde animal e humana, além de reduzir o acesso à água potável (Yang *et al.*, 2022). Os riscos associados ao consumo ou contato com água contaminada pela presença de cianotoxinas incluem distúrbios gastrointestinais, danos ao fígado, sequelas neurológicas e irritação da pele (Nielsen; Jiang, 2020).

Além disso, a vida aquática pode ser seriamente afetada pelas consequências ecológicas das toxinas de algas, uma vez que essas promovem a mortalidade em massa de peixes, doenças aquáticas e outros organismos aquáticos (Zhang *et al.*, 2023b).

A cianotoxina comumente registrada em ecossistemas de água doce a nível mundial é a microcistina (MC), um heptapeptídeo cíclico com mais de 250 variantes (Santos *et al.*, 2024).

As MC's são compostos intracelulares produzidos por vários gêneros de cianobactérias, como *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc*, *Planktothrix*, *Hapalosiphon* e *Phormidium* (Bouaïcha *et al.*, 2019).

A MC-LR é a forma mais comum, caracterizado pela presença dos aminoácidos leucina e arginina nas posições variáveis 2 e 4 do peptídeo que constitui a sequência ciclo (-D-Ala¹ - L-Leu² - D-MeAsp³ - L-Arg⁴ - Adda⁵ - D-Glu⁶ - Mdha⁷-), cujos análogos de MC podem variar também pela adição de diferentes grupos químicos, como hidroxila e metil na cadeia peptídica (Bouaïcha *et al.*, 2019).

Para reduzir os efeitos nocivos da eutrofização e das florações de algas, é necessário adotar técnicas de remediação eficazes (Vasseghian *et al.*, 2024). As principais abordagens para recuperação de fosfato podem ser divididas em precipitação química, tratamento biológico, filtração por membrana, osmose reversa e processo de adsorção (Almanassra *et al.*, 2021, Shakoore *et al.*, 2021).

A precipitação química é comumente utilizada para tratar águas residuais com altas concentrações de fosfato; em contrapartida, tem uma grande geração de lodo que pode conter elementos tóxicos, poluentes orgânicos, patógenos e vírus (Carrillo *et al.*, 2020; Velusamy *et al.*, 2021).

O tratamento biológico possui altos requisitos, além de ser sensível a variações ambientais (temperatura, pH e condições redox), precisando de um tempo de tratamento relativamente maior (Priya *et al.*, 2022).

A filtração por membrana e osmose reversa exigem alto consumo de energia e custos de manutenção (Carrillo *et al.*, 2020; Luo, 2023; Velusamy *et al.*, 2021). Da

mesma forma, a precipitação de estrutiva, envolve custos operacionais elevados, consumo significativo de energia e requer espaço substancial (Ghosh *et al.*, 2019).

Comparado aos métodos supracitados, o processo de adsorção apresenta múltiplas vantagens incluindo baixo custo, fácil execução, alta eficiência e recuperação conveniente, sendo comumente utilizada na remoção de fosfato de águas residuais (Gong *et al.*, 2024; Jin *et al.*, 2024; Kermani *et al.*, 2017).

Adsorventes típicos para a remoção de fosfato da água incluem óxidos de ferro, zeólitas, *biochar*, carvão ativado, minerais de argila e compósitos à base de metal (Qin *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2024a). Mais recentemente, o adsorvente originado de resíduos, como o biocarvão, atraiu interesse significativo devido ao seu conceito sustentável (Bolan *et al.*, 2022).

O *biochar* é um material que pode ser obtido a partir da decomposição de matérias orgânicas, rico em carbono (Wang *et al.*, 2023a), que pode melhorar a qualidade da água para corrigir os problemas relacionados à eutrofização (Wang *et al.*, 2021).

Devido à sua estrutura específica e capacidade de absorver nutrientes, o biocarvão tem sido usado em soluções práticas para os problemas relacionados à eutrofização (Kończak; Huber, 2022).

A capacidade excepcional de adsorção do biocarvão aos nutrientes permite que esse produto absorva nutrientes excedentes, repare-os e diminua sua quantidade, o que acabará propiciando com que as algas usem menos nutrientes (Cheng *et al.*, 2022).

Ao se concentrar em fósforo e nitrogênio, o *biochar* funciona como um filtro natural para aumentar a clareza e a pureza da água. O seu uso em técnicas de restauração da água mostra que sua aplicação pode limitar o crescimento de algas perigosas (Ren *et al.*, 2021).

Ao reduzir a disponibilidade de nutrientes necessários para o crescimento das algas, o biochar impede indiretamente a formação de florações de algas (Cheng *et al.*, 2023).

O biocarvão produzido a partir de plantas aquáticas tem características interessantes para aplicações em processos de adsorção, que podem ser moldadas de acordo com as condições empregadas na pirólise, cujas vantagens de sua utilização na obtenção em carvão é pela sua disponibilidade em rios e lagos (Palai *et al.*, 2024).

Considerando que a Aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma espécie invasora e tem sua proliferação descontrolada em virtude à poluição dos ecossistemas aquáticos, que apresentam um excesso de nutrientes, como P, é de interesse a obtenção de biocarvão para adsorção de contaminantes, a exemplo de metais pesados e outros contaminantes (Lin *et al.*, 2020).

Similarmente ao que ocorre com o aguapé, a *U. subquadrifida*, é uma espécie presente em ecossistemas aquáticos e de margens, frequentemente encontrada em locais eutrofizados, sua utilização para produção de biocarvão mostra-se promissora para adsorção de contaminantes (Chiarotti *et al.*, 2018).

Diante disso, o objetivo deste estudo é utilizar plantas aquáticas para a produção de biocarvão, visando melhorar a eficiência da adsorção de microcistina em solução aquosa.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Síntese do biocarvão de *Eichhornia crassipes* e *Urochloa subquadrifida*

Após a coleta das biomassas de *Eichhornia crassipes* e *Urochloa subquadrifida*, as raízes foram removidas e descartadas, de modo que os caules e folhas foram separados e secos, em estufa a 60°C durante 5 dias, similarmente ao realizado por Carneiro *et al.* (2023).

Posteriormente a secagem, os caules e as folhas foram trituradas até se transformarem em pó homogêneo, sem separação granulométrica.

Após a moagem, as amostras foram depositadas em um reator metálico conectado a um tubo condensador resfriado à água, o qual é acoplado a um frasco coletor de gases condensáveis e carbonizadas em forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P, seguindo o protocolo de Sousa *et al.* (2021) (Figura 1).

Foi utilizada a seguinte rampa de aquecimento adaptada: 100°C/30 minutos – 200°C/30 minutos e 300°C/60 minutos, com a taxa de aquecimento a 10°C/minuto, conforme Sousa *et al.* (2021).

Ao término da carbonização, o material obtido foi resfriado até atingir equilíbrio térmico, sendo, posteriormente, armazenado em embalagens plásticas até o momento de uso, nas mesmas condições adotadas por Sato *et al.* (2020).

Figura 1 - Forno elétrico para anéis – modelo EDG, 3000 5P, adaptado com um tubo condensador (A) e reator metálico para deposição das amostras (B)



Fonte: Autor (2025)

2.2.2 Caracterização dos biocarvões de plantas aquáticas

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier foi utilizada para obter os grupos funcionais. Os espectros foram obtidos utilizando um espectrofotômetro IRSpirit (Shimadzu) com acessório QATR-S (Figura 2), na região de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} e resolução de 4 cm^{-1} .

Figura 2 - Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier



Fonte: Autor (2025)

As isotermas de adsorção-dessorção de N_2 foram utilizadas para determinar as propriedades texturais (área superficial, volume de poros e tamanho de poros) dos

biocarvões (Figura 3), utilizando a equação de Brunauer-Emmett-Teller (BET) (Quantachrome Nova 3000).

Figura 3 - Análise textural de Brunauer-Emmett-Teller (BET)



Fonte: Autor (2025)

2.2.3 Ponto de Carga Zero (PCZ)

Este parâmetro é crucial para a compreensão e previsão do comportamento de adsorção em diferentes condições de pH, uma vez que influencia diretamente as interações eletrostáticas entre o adsorvente e os contaminantes em solução (Barbosa; Zuniga, 2024).

O PCZ foi determinado empregando-se o método de variação de pH, também conhecido como "experimento dos 11 pontos" ou método pH drift conforme proposto por Barbosa; Zuniga (2024), Aires de Freitas; Yasmine de Freitas Câmara; Freitas Freire Martins (2015); Neusatz Guilhen *et al.*, (2022).

A metodologia consiste na preparação de 11 soluções aquosas, utilizando água destilada, com pH inicial ajustado na faixa de 4 a 11. O ajuste do pH foi realizado mediante a adição de gotas de soluções de Ácido clorídrico (HCl) 0,1M, para diminuir o pH da água destilada, e hidróxido de amônia (NH₄OH) 0,1 M, para aumentar, sendo o valor de pH monitorado por um pHmetro, realizado com um conta-gotas (pipeta de pasteur), um agitador magnético e uma garrafa PET com água destilada.

É importante notar que o ajuste do pH inicial de cada solução foi realizado individualmente, evitando a mistura direta de soluções ácidas e básicas. Este cuidado

metodológico visa prevenir a formação de sais em concentrações elevadas que poderiam alterar a força iônica da solução e, consequentemente, interferir na determinação precisa do PCZ.

Em seguida, 0,1 g do biochar (adsorvente) foi adicionado a 25 mL de cada uma das 11 soluções em um erlenmeyer. As suspensões foram submetidas à agitação constante por um período de 24 horas em um agitador magnético à temperatura ambiente.

Após o período de agitação, o pH final de cada suspensão foi medido. A determinação do PCZ é realizada graficamente, plotando-se a variação de pH inicial e a variação do final e inicial medidos. O PCZ corresponde ao ponto de intersecção da curva com o eixo onde a variação do pH resulta em 0.

2.2.4 Obtenção da solução de *Microcystis aeruginosa*

Colônias de cianobactérias foram mantidas em câmara climatizada a 25°C e umidade relativa de 60% (Figura 4).

Para o preparo das soluções contendo microcistina – LR, retirou-se uma alíquota de 100 ml da colônia, a qual foi levada ao ultrassom durante 15 minutos para a liberação da toxina e, posteriormente, a solução foi analisada por cromatografia líquida associada a espectrometria de massas (sistema LC/MSMS), para determinação da concentração de microcistina obtida, a 500ppb.

Figura 4 - Colônias de *Microcystis aeruginosa*



Fonte: Autor (2025)

2.2.5 Teste de adsorção da toxina por carvão de Aguapé e Brachiária

Os testes foram efetuados em Manifold (Figura 5), onde cada unidade experimental foi constituída por seringas plásticas de 5 ml, contendo na parte inferior,

um filtro de papel de fibra de vidro, para evitar perdas dos materiais e preenchidas com 2g de biocarvão em pó, referentes a cada tratamento.

Após a montagem, as unidades foram pesadas e, posteriormente, saturadas com solução de 10 ml de microcistina-LR na concentração de 500 ppb.

A saturação ocorreu no sentido de cima para baixo da coluna da seringa com auxílio de vácuo por bomba de pressão, garantindo maior eficiência e homogeneidade no processo.

Em seguida, cada seringa foi novamente pesada para identificar a quantidade de solução necessária para a saturação completa e a obtenção da quantidade de MC-LR para cada unidade.

Por fim, a solução foi transferida para vials para determinação da concentração por cromatografia líquida associada à espectrometria de massas (sistema LC/MSMS).

Figura 5 - Técnica de Manifold



Fonte: Autor (2025)

2.2.6 Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado (DIC), sendo 3 tratamentos (solução de microcistina sem biocarvão, biocarvão de *E. crassipes* em 10 ml de solução de MC-LR e biocarvão de *U. subquadrifera* em 10 ml de solução MC-LR), com 4 repetições, totalizando 12 unidades experimentais. Na

análise dos resultados, realizou-se o Teste Tukey ($p < 0,05$), com auxílio do programa estatístico Sisvar.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Desempenho adsorativo dos biocarvões de plantas aquáticas

Ao analisar os teores médios de microcistina-LR nos tratamentos com e sem biocarvão de plantas aquáticas, observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$), ou seja, os biocarvões influenciaram na retenção de MC-LR em água, conforme as tabelas 1 e 2.

De acordo com a tabela 2, a concentração inicial da toxina (controle, sem adsorção) foi de 2.625 ng.mL^{-1} . Após o tratamento com biocarvão de *E. crassipes*, observou-se uma redução para $526,25 \text{ ng.mL}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência de remoção de 79,95%.

Por sua vez, o biocarvão de *U. subquadrifera* demonstrou maior desempenho, com teor residual de $86,95 \text{ ng.mL}^{-1}$ e taxa de retenção de 96,69%.

Os biocarvões, obtidos por pirólise da biomassa, tem sido amplamente investigados como adsorventes de baixo custo e ambientalmente sustentáveis para a remoção de diversos poluentes em matrizes aquáticas, incluindo cianotoxinas como a MC-LR (Chambers *et al.*, 2024).

A eficiência de adsorção de 96,69% de MC-LR pelo biocarvão de *U. subquadrifera* é altamente competitiva e comparável ao desempenho de carvões ativados granulares e em pó comerciais e de alto valor agregado (Araújo *et al.*, 2018).

Assim, a performance do biocarvão de *U. subquadrifera* com 96,69% de remoção, mesmo sem a alta porosidade que tipifica esses carvões ativados convencionais, indica que a matriz carbonácea de gramíneas é uma precursora excepcionalmente adequada para a adsorção de MC-LR.

O biocarvão de *E. crassipes* com remoção de 79,95% de MC-LR também superou o desempenho de outros bioadsorventes não ativados, como o bagaço de cana-de-açúcar *in natura*, que atingiu eficiências de até 24,15% para concentração de toxina semelhantes (Maroneze *et al.*, 2014).

Sua utilização para produção de biocarvão tem sido amplamente estudada como estratégia de valorização de biomassa e remediação ambiental (Li *et al.*, 2018). Além disso, tem sido reportado taxas de remoção de microcistinas entre 70% e 85% para

biocarvões de aguapé analisados por Lin *et al.* (2020), corroborando os dados obtidos nesta pesquisa.

Assim, os dados deste estudo indicam que o biocarvão de *Urochloa subquadriflora* é mais eficiente na remoção de microcistina em comparação ao de *Eichhornia crassipes*, sendo uma alternativa promissora e sustentável para tratamento de águas contaminadas por cianotoxinas.

Tabela 1 – Análise de variância do teor médio de microcistina L-R (ppb=ng.mL⁻¹) retida no carvão sem prensagem em pellets

Fontes de variações	GL	SQ	QM	F	P
Tratamentos	2	14719245,14	7359622,57	537,78	0.0000
Erro	9	123166,20	13685,13		
Total	11	14842411,34			
CV (%)	10,84				

Fonte: Autor (2025)

Tabela 2 - Teor médio de microcistina L-R (ppb=ng.mL⁻¹) e porcentagem retida no carvão sem prensagem em pellets

Tratamentos	Teor médio de MC-LR (ng.mL ⁻¹)	Retenção (%)
Biocarvão de <i>Urochloa subquadriflora</i>	86,95 c	96,69
Biocarvão de <i>Eichhornia crassipes</i>	526,25 b	79,95
Solução MC-LR sem carvão	2.625 a	-

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo Teste Tukey (p<0,05)

Fonte: Autor (2025)

2.3.2 Área superficial (BET)

As análises de área específica (BET-N₂) e distribuição de poros (BJH), dos biocarvões de *E. crassipes* e *U. subquadriflora*, evidenciaram valores nulos (SBET = 0 m².g⁻¹; V_p= 0 cm³.g⁻¹).

Este resultado, embora pareça a princípio atípico, é consistente com relatos na literatura para biochars produzidos em baixas temperaturas e para determinadas matérias-primas (Ghosh *et al.*, 2023; Ndoun *et al.*, 2021; Uchimiya *et al.*, 2011) e também discutem sobre limitações das técnicas BET/BJH para materiais carbonáceos (Aili; Maruyama, 2020; Kozłowski *et al.*, 2023).

A aparente contradição, BET e BJH nula, mas alto valor de retenção 79,95% e 96,69% para *E. crassipes* e *U. subquadrifera*, respectivamente, é explicável quando consideramos parâmetros físico-químicos e instrumental (Bakari *et al.*, 2024; Skic *et al.*, 2024).

O método BET baseia-se na adsorção física de moléculas de N₂ a baixa temperatura, o que o torna limitado para a quantificação de microporos ultrafinos (<0,7 nm) e de superfícies parcialmente bloqueadas por voláteis, características típicas de biocarvões produzidos em baixas temperaturas (300° C) (Querejeta; Rubiera; Pevida, 2022; Thommes *et al.*, 2015)

Além disso, o método BJH, que estima o volume de mesoporos pela dessorção de N₂, não consegue detectar cavidades fechadas ou poros obstruídos por frações alcatroadas e cinzas, comuns em biocarvões com alto teor de voláteis (Fahmi *et al.*, 2018; Huang; Bartholomew; Woodfield, 2014)

A pirólise a 300°C promove a carbonização parcial da biomassa, preservando grande parte dos grupos oxigenados superficiais (hidroxilas, carbonilas e carboxilas) e produzindo uma estrutura com reduzida aromatização e elevada densidade de sítios reativos (Tomczyk; Sokołowska; Boguta, 2020; Wang *et al.*, 2015).

Essas funções químicas, detectadas por espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier – FTIR, são fundamentais para a adsorção química de moléculas orgânicas polares, como a microcistina-LR, por meio de ligações de hidrogênio e interações eletrostáticas (Chambers *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2018a).

Desta forma, os valores nulos obtidos não significam ausência total de sítios ativos, mas apenas limitação do método instrumental, o que sugere que o principal mecanismo de remoção de MC-LR não é o preenchimento volumétrico dos microporos (Chambers *et al.*, 2024; Skic *et al.*, 2024).

2.3.3 Espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier

Nos espectros FTIR das amostras de *in natura* *E. crassipes* e *U. subquadrifera* (Figuras 6 e 7), observam-se bandas intensas na região de 3400-3200 cm⁻¹, atribuídas ao estiramento O-H de hidroxilas associadas à celulose residual e grupos fenólicos (Carneiro *et al.*, 2023a; Lima, 2021).

Essas hidroxilas são doadoras potenciais de ligações de hidrogênio com grupos carbonílicos da microcistina, promovendo adsorção específica mesmo na ausência de grande área física (Chambers *et al.*, 2024).

Também é possível observar bandas em torno de 2900-2850 cm^{-1} , correspondentes ao estiramento de C-H de cadeias alifáticas, indicando a presença de porções hidrofóbicas que favorecem interações por emparelhamento hidrofóbico e π - π com o anel aromático da microcistina (Liu *et al.*, 2021).

No biocarvão de *E. crassipes* (Figura 6), além dessas bandas, observa-se absorção em torno de 1700 cm^{-1} , atribuída a grupos de C=O de ácidos carboxílicos e lactonas (Carneiro *et al.*, 2023a).

Essas funções conferem caráter ácido à superfície, podendo promover tanto interações de troca protônica quanto complexação com os grupos amino e peptídicos da microcistina (Lima, 2021).

A presença de uma banda em 1600-1620 cm^{-1} , indica ligações C=C aromáticas, típicas de domínios grafíticos parcialmente formados, responsáveis por interações π - π e ligações de hidrogênio, sendo todas independentes da porosidade medida por N₂ (Chambers *et al.*, 2024).

À medida que no biocarvão de *U. subquadrifera* (Figura 7), o espectro FTIR apresenta bandas mais pronunciadas na faixa de 1030-1080 cm^{-1} , atribuídas às vibrações de estiramento C-O de álcoois e éteres, e uma absorção em torno de 470-520 cm^{-1} , associada a Si-O-Si e Al-O, evidenciando a presença de componentes minerais (Andrade; Puga, 2023.)

Esse maior teor de cinzas e minerais é característico de gramíneas e confere à superfície do biocarvão sítios de complexação adicionais para compostos orgânicos e iônicos (Sant'anna, 2022).

A conjugação de sítios orgânicos (hidroxilas e carbonilas) e inorgânicos (óxidos de silício, alumínio e ferro) potencializa a interação com microcistina-LR, explicando a retenção superior de 96,69% de *U. subquadrifera* em comparação à *E. crassipes* (79,95%) (Carneiro *et al.*, 2023a; Lima, 2021).

A diferença de desempenho entre as duas espécies está associada, portanto, à natureza química e à densidade de grupos superficiais ativos.

Enquanto *E. crassipes* apresenta maior fração de compostos oxigenados orgânicos, com caráter ácido e elevada polaridade superficial, *U. subquadrifera* exhibe combinação de grupos orgânicos e minerais, proporcionando um espectro mais diversificado de sítios de adsorção (Andrade; Puga, (2023); Liu *et al.*, 2021).

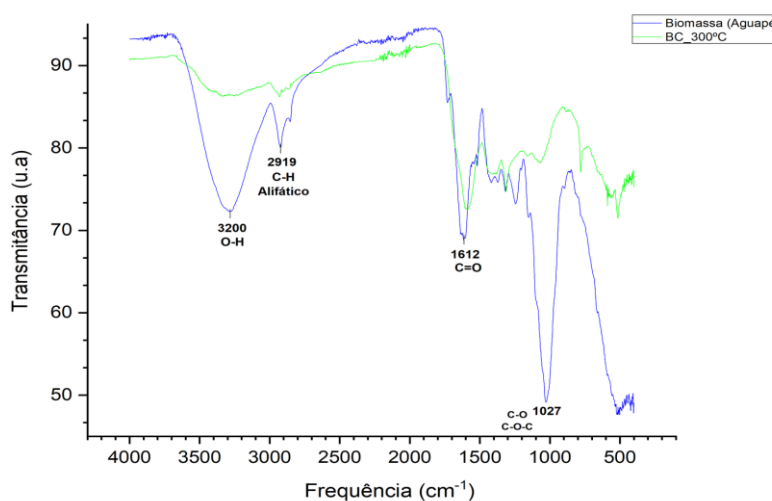
Tal comportamento confirma que a eficiência adsortiva não depende unicamente da área específica, mais do tipo e da energia dos sítios ativos disponíveis (Sant'anna, 2022).

No contexto da interação molecular, a MC-LR apresenta grupos carboxilato, amida e anéis aromáticos que interagem fortemente com superfícies parcialmente oxidadas (Li *et al.*, 2018a).

Assim, a combinação de superfícies hidrofóbicas, funções oxigenadas e sítios minerais nos biocarvões de 300°C resulta em adsorção predominantemente química, com contribuições de ligações de hidrogênio, complexação e interações π - π (Liu *et al.*, 2021).

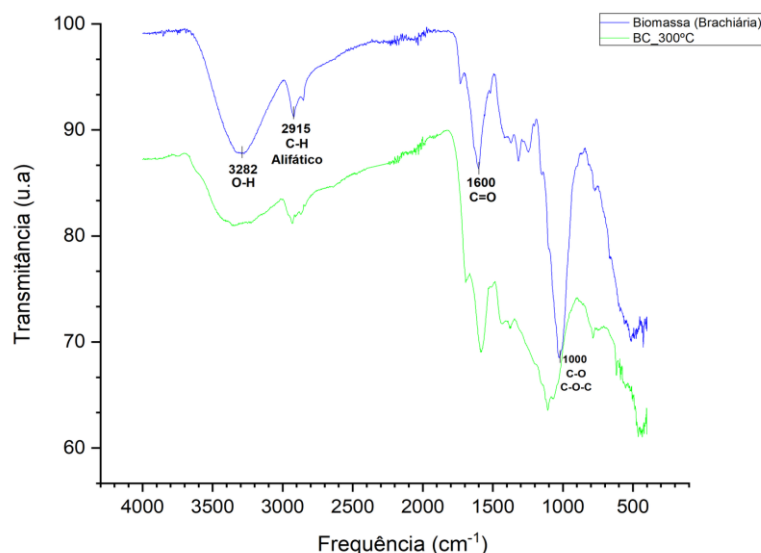
Portanto, a eficiência de adsorção de microcistina-LR observada para este estudo, pode ser interpretada como resultado da elevada densidade de grupos polares e hidroxilados remanescentes na superfície dos biocarvões de 300°C, somada à contribuição mineral no caso de *U. subquadrifera*, a qual amplia a variedade de interações físico-químicas com a toxina (Andrade; Puga, (2023); Liu *et al.*, 2021).

Figura 6 - FTIR da biomassa de *E. crassipes* e biochar a 300° C



Fonte: Autor (2025)

Figura 7 - FTIR da biomassa de *U. subquadrupara* e biochar a 300° C



Fonte: Autor (2025)

2.3.4 Ponto de Carga Zero (PCZ)

Para a biomassa *in natura* de *E. crassipes* (Figura 8), o PCZ obtido foi de 6,34, o que indica que em valores de pH inferiores a este, a superfície tende a ser positivamente carregada, enquanto em pH acima desse ponto, a carga torna-se predominantemente negativa (Bapat; Jaspal, 2020; Carneiro *et al.*, 2022).

Este comportamento sugere que a biomassa apresenta grupos funcionais ácidos, como carboxílicos e hidroxílicos, que se ionizam com a variação do pH, afetando a disponibilidade de sítios ativos para adsorção de compostos aniônicos como a microcistina-LR (Carneiro *et al.*, 2022; Tan *et al.*, 2015).

Por sua vez, a biomassa de *U. subquadrupara* (Figura 9) apresentou PCZ ligeiramente inferior, em 6,09, o que indica características semelhantes, mas com menor densidade de grupos básicos disponíveis na interface sólido-líquido (Bapat; Jaspal, 2020; Tomczyk; Sokołowska; Boguta, 2020; Tu *et al.*, 2022).

Tal diferença pode ser atribuída à variação na composição lignocelulósica das espécies, uma vez que a proporção entre lignina, hemicelulose e celulose influencia a acidez superficial e, conseqüentemente, o equilíbrio de cargas (Tu *et al.*, 2022).

Assim, a brachiária, por apresentar estrutura lignocelulósica mais densa e menor teor de compostos oxigenados, tende a gerar menor disponibilidade de sítios

protonáveis, reduzindo a carga superficial positiva em meios ácidos (Rodrigues *et al.*, 2021).

Após a pirólise a 300° C, observou-se elevação significativa dos valores de PCZ para ambas as espécies, atingindo 8,86 e 7,70 para os biocarvões de *E. crassipes* e *U. subquadrifera*, respectivamente (Figuras 10 e 11).

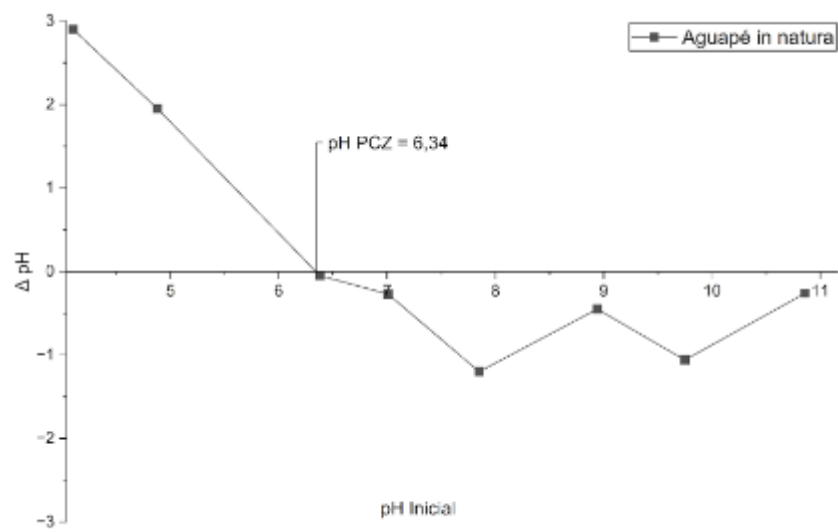
Este aumento está associado à remoção de frações voláteis e à concentração de estruturas aromáticas, que reduzem a acidez superficial e aumentam a basicidade devido à formação de grupos oxigenados estáveis, como fenólicos e carbonílicos (Tomczyk; Sokołowska; Boguta, 2020).

A elevação do PCZ nos biocarvões implica que, em pH próximo ao neutro, suas superfícies tornam-se predominantemente positivas, o que favorece a adsorção de moléculas aniônicas, como a microcistina-LR, por meio de interações eletrostáticas (Li *et al.*, 2018b; Tomczyk; Sokołowska; Boguta, 2020).

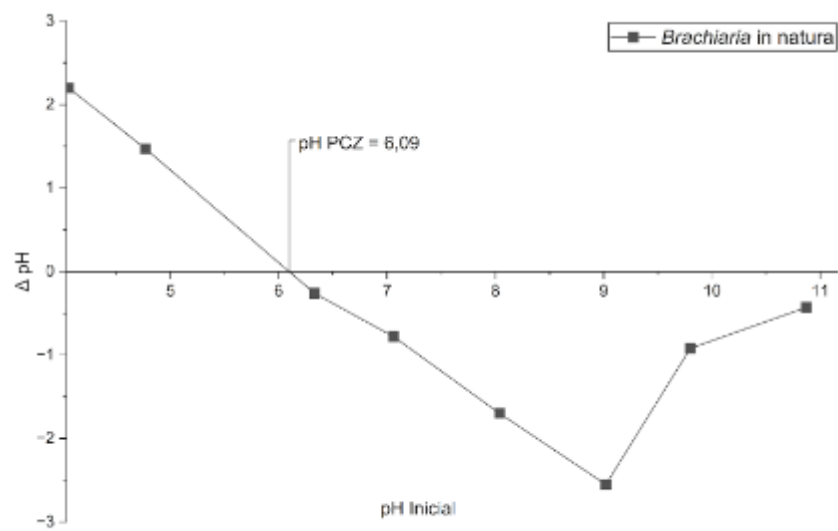
Isso pode explicar a maior eficiência de remoção observada para o biocarvão de *U. subquadrifera* (96,69%), em comparação ao de *E. crassipes* (79,95%), pois o PCZ mais próximo da neutralidade favoreceu o equilíbrio entre a carga superficial e a carga do adsorbato (Wei; Lu, 2021).

Em síntese, os resultados demonstram que a pirólise a 300 °C promoveu a modificação da carga superficial das biomassas estudadas, deslocando o PCZ para valores mais alcalinos e otimizando as interações com a microcistina-LR, especialmente para o biocarvão derivado de *Urochloa subquadrifera* (Li *et al.*, 2018a; Wei; Lu, 2021).

Assim, o controle do PCZ se apresenta como parâmetro crucial no desenvolvimento de biocarvões voltados à adsorção de contaminantes emergentes, uma vez que define o comportamento de ionização dos grupos funcionais ativos e a afinidade eletrostática entre o adsorvente e o poluente (Li *et al.*, 2018a; Liu *et al.*, 2021).

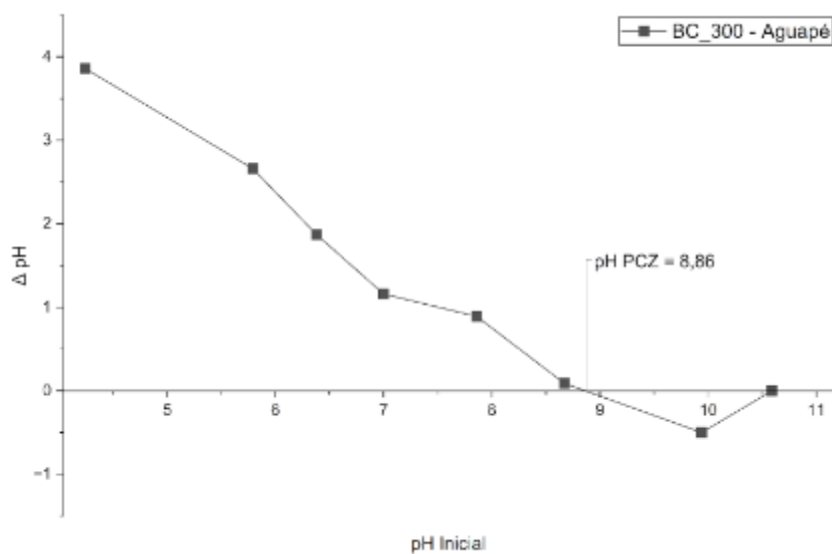
Figura 8 - PCZ da biomassa de *E. crassipes*

Fonte: Autor (2025)

Figura 9 - PCZ da biomassa de *U. subquadrifera*

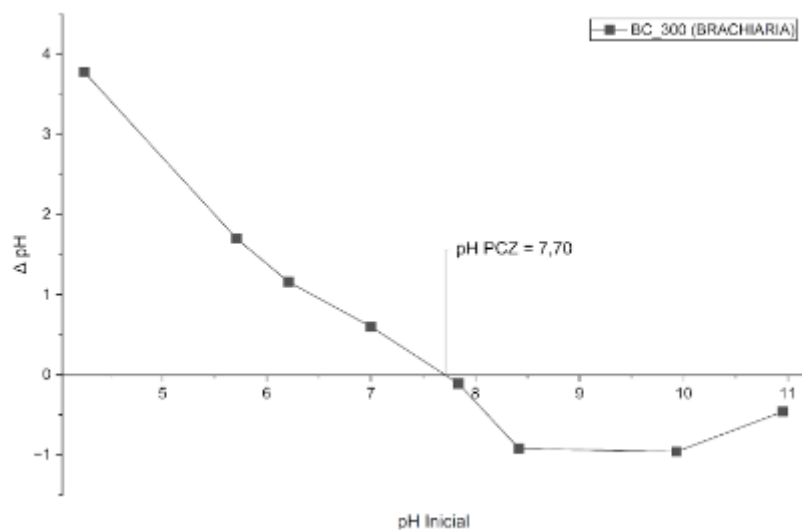
Fonte: Autor (2025)

Figura 10 - PCZ do biocarvão de *E. crassipes*



Fonte: Autor (2025)

Figura 11 - PCZ do biocarvão de *U. subquadrifera*



Fonte: Autor (2025)

2.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Ambos os biocarvões se mostraram eficientes na adsorção de microcistina, sendo alternativas promissoras para aplicação em sistemas de adsorção, o qual, por sua vez, pode ser inserido em estratégias de manejo integrado de águas eutrofizadas e em processos de purificação de água potável.

No entanto, pesquisas futuras podem aprofundar a caracterização desses materiais e otimizar sua aplicação em escala real.

REFERÊNCIAS

- AILI, Abudushalamu; MARUYAMA, Ippei. Review of Several Experimental Methods for Characterization of Micro- and Nano-Scale Pores in Cement-Based Material. **International Journal of Concrete Structures and Materials** 2020 **14:1**, v. 14, n. 1, p. 1–18, 15 nov. 2020.
- ALMANASSRA, Ismail W. *et al.* A state of the art review on phosphate removal from water by biochars. **Chemical Engineering Journal**, v. 409, p. 1–15, 2021.
- ANDRADE, C. A.; PUGA, A. P. **Biocarvão: uso agrícola e ambiental**, p. 1-39, 2023. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1161281>>. Acesso em: 10 nov. 2025.
- ARAÚJO, Larissa Sene *et al.* Caracterização e avaliação de fatores que determinam a remoção de microcistina-LR em carvão ativado granular produzido a partir de diferentes matérias-primas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1131–1142, 1 nov. 2018.
- BAKARI, Zaineb *et al.* Biochar from co-pyrolysis of biological sludge and woody waste followed by chemical and thermal activation: end-of-waste procedure for sludge management and biochar sorption efficiency for anionic and cationic dyes. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 31, n. 24, p. 35249, 1 maio 2024.
- BAPAT, Shreyas A.; JASPAL, Dipika K. Surface-modified Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) over Activated Carbon for Wastewater Treatment: A Comparative Account. **South African Journal of Chemistry**, v. 73, p. 70–80, 2020.
- BEIYUAN, Jingzi *et al.* Highly efficient removal of aqueous phosphate via iron-manganese fabricated biochar: Performance and mechanism. **Chemosphere**, v. 364, p. 1–10, 2024.
- BOLAN, Nanthi *et al.* Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. **International Materials Reviews**, v. 67, n. 2, p. 150–200, 2022.
- BOUAÏCHA, Noureddine *et al.* Structural Diversity, Characterization and Toxicology of Microcystins. **Toxins**, v. 11, n. 714, p. 1–40, 2019.
- CARNEIRO, Marcelo T. *et al.* Application of Water Hyacinth Biomass (*Eichhornia crassipes*) as an Adsorbent for Methylene Blue Dye from Aqueous Medium: Kinetic and Isothermal Study. **Polymers** 2022, **Vol. 14, Page 2732**, v. 14, n. 13, p. 2732, 4 jul. 2022.
- CARNEIRO, M. T. *et al.* Biochar Derived from Water Hyacinth Biomass Chemically Activated for Dye Removal in Aqueous Solution. **Sustainability** 2023, **Vol. 15, Page 14578**, v. 15, n. 19, p. 14578, 8 out. 2023a.
- CARRILLO, V. *et al.* Characterization and recovery of phosphorus from wastewater by combined technologies. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology** 2020 **19:2**, v. 19, n. 2, p. 389–418, 13 maio 2020.
- CHAMBERS, Cadianne *et al.* Influence of biochar on the removal of Microcystin-LR and Saxitoxin from aqueous solutions. **Scientific reports**, v. 14, n. 1, 1 dez. 2024.
- CHENG, Lang *et al.* The biochar/Fe-modified biocarrier driven simultaneous NDFO

and Feammox to remove nitrogen from eutrophic water. **Water Research**, v. 243, p. 1–12, 1 set. 2023.

CHENG, Rui *et al.* Biochar-amended constructed wetlands for eutrophication control and microcystin (MC-LR) removal. **Chemosphere**, v. 295, p. 133830, 2022.

CHIAROTTI, Luan Fernando *et al.* Eficácia de herbicidas isolados ou em mistura no controle da planta exótica invasora *Urochloa subquadriflora*. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 17, n. 2, p. 1–9, 2018.

CUI, Kai *et al.* Thiophanate-methyl and its major metabolite carbendazim weaken rhizobacteria-mediated defense responses in cucumbers against *Fusarium* wilt. **aBIOTECH**, v. 5, n. 4, p. 417–430, 1 dez. 2024.

DAI, Yanhui *et al.* Coastal phytoplankton blooms expand and intensify in the 21st century. **Nature**, v. 615, n. 7951, p. 280–284, 2023.

FAHMI, Alaa Hasan *et al.* Physical modification of biochar to expose the inner pores and their functional groups to enhance lead adsorption. **RSC Advances**, v. 8, n. 67, p. 38270, 2018.

FROTA, André M. A. *et al.* Understanding the properties of activated carbon and biochar for the adsorption and removal of cyanotoxins: a systematic review. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 95, 2023.

GHOSH, Shayok; LOBANOV, Sergey; LO, Victor K. An overview of technologies to recover phosphorus as struvite from wastewater: advantages and shortcomings. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 19, p. 19063–19077, 1 jul. 2019.

GHOSH, Sougata *et al.* Agrowaste-generated biochar for the sustainable remediation of refractory pollutants. **Frontiers in Chemistry**, v. 11, p. 1266556, 16 nov. 2023.

GONG, Wenli *et al.* Hydrothermal synthesis of LDO/vinasse biochar composites with ultra-high specific surface areas for phosphate remediation and fertilizer utilization. **Separation and Purification Technology**, v. 337, p. 1–9, 2024.

HERATH BANDARA, Saman Janaranjana. Exploring the Potential of Biochar in Enhancing U.S. Agriculture. **Regional Science and Environmental Economics**, v. 2, n. 3, p. 23, 1 ago. 2025.

HUANG, Baiyu; BARTHOLOMEW, Calvin H.; WOODFIELD, Brian F. Improved calculations of pore size distribution for relatively large, irregular slit-shaped mesopore structure. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 184, p. 112–121, 15 jan. 2014.

IHSANULLAH, I *et al.* Macadamia nut shell biochar/Mg-Al LDH composite: A sustainable solution for highly effective phosphate ion removal from water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 67, p. 1–11, 2024.

INYANG, Mandu I. *et al.* A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 4, p. 406–433, 16 fev. 2016.

JIN, Xinbai *et al.* Recent advances in the removal and recovery of phosphorus from aqueous solution by metal-based adsorbents: A review. **Resources, Conservation**

and Recycling, v. 204, p. 1–13, 1 maio 2024.

KERMANI, Majid *et al.* Study of the performances of low-cost adsorbents extracted from rosa damascena in aqueous solutions decolorization. **Desalination and Water Treatment**, v. 80, p. 357–369, 2017.

KOŃCZAK, Magdalena; HUBER, Miłosz. Application of the engineered sewage sludge-derived biochar to minimize water eutrophication by removal of ammonium and phosphate ions from water. **Journal of Cleaner Production**, v. 331, p. 1–14, 10 jan. 2022.

LEHMANN, Johannes; JOSEPH, Stephen. **Biochar for environmental management**. [S.l.: S.n.].

LI, Qiang *et al.* Removal of toxic metals from aqueous solution by biochars derived from long-root Eichhornia crassipes. **Royal Society Open Science**, v. 5, n. 10, p. 1–12, 1 out. 2018.

LI, Jieming *et al.* Comparative study for microcystin-LR sorption onto biochars produced from various plant- and animal-wastes at different pyrolysis temperatures: Influencing mechanisms of biochar properties. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 794–803, 2018.

LIMA, L. S. **APLICAÇÃO DE BIOCARVÃO DE AGUAPÉ (EICHHORNIA CRASSIPES) E DERIVADOS DE GRAFENO PARA ADSORÇÃO DE Cr(VI) EM SOLUÇÃO AQUOSA**. p. 1-137, 2021.

LIN, Sen *et al.* Recycling application of waste long-root Eichhornia crassipes in the heavy metal removal using oxidized biochar derived as adsorbents. **Bioresource Technology**, v. 314, p. 1–6, 1 out. 2020.

LIU, Bai Lin *et al.* Adsorption of microcystin contaminants by biochars derived from contrasting pyrolytic conditions: Characteristics, affecting factors, and mechanisms. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 1–10, 1 abr. 2021.

LUO, Guozhi. Review of waste phosphorus from aquaculture: Source, removal and recovery. **Reviews in Aquaculture**, v. 15, n. 3, p. 1058–1082, 1 jun. 2023.

MANIKANDAN, Soumya K. *et al.* **Effective Usage of Biochar and Microorganisms for the Removal of Heavy Metal Ions and Pesticides**. **MoleculesMDPI**, 1 jan. 2023.

MARONEZE, Mariana Manzoni *et al.* A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014.

NDOUN, Marlene C. *et al.* Adsorption of pharmaceuticals from aqueous solutions using biochar derived from cotton gin waste and guayule bagasse. **Biochar**, v. 3, n. 1, p. 89–104, 1 mar. 2021.

NIELSEN, Marisa Chattman; JIANG, Sunny C. Can cyanotoxins penetrate human skin during water recreation to cause negative health effects? **Harmful Algae**, v. 98, p. 1–6, 2020.

PALAI, S. P. *et al.* A review on exploring pyrolysis potential of invasive aquatic plants. **Journal of Environmental Management**, v. 371, p. 1–24, 1 dez. 2024.

PRIYA, E. *et al.* A comprehensive review on technological advances of adsorption for removing nitrate and phosphate from waste water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 49, p. 1–25, 1 out. 2022.

QIN, Yiyin *et al.* Phosphate Removal Mechanisms in Aqueous Solutions by Three Different Fe-Modified Biochars. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 1, p. 1–18, 1 jan. 2023.

QU, Jianhua *et al.* One-pot hydrothermal synthesis of $\text{NaLa}(\text{CO}_3)_2$ decorated magnetic biochar for efficient phosphate removal from water: Kinetics, isotherms, thermodynamics, mechanisms and reusability exploration. **Chemical Engineering Journal**, v. 394, p. 1–10, 2020.

QUEREJETA, Nausika; RUBIERA, Fernando; PEVIDA, Covadonga. Experimental Study on the Kinetics of CO_2 and H_2O Adsorption on Honeycomb Carbon Monoliths under Cement Flue Gas Conditions. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 10, n. 6, p. 2107–2124, 14 fev. 2022.

REN, Ling *et al.* Recovery of phosphorus from eutrophic water using nano zero-valent iron-modified biochar and its utilization. **Chemosphere**, v. 284, p. 1–10, 1 dez. 2021.

RODRIGUES, Rosilene Souza *et al.* Brachiaria brizantha Grass as a Feedstock for Ethanol Production. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 64, 2021.

ROZEMEIJER, Joachim *et al.* Climate variability effects on eutrophication of groundwater, lakes, rivers, and coastal waters in the Netherlands. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 1–14, 2021.

SANT'ANNA, M. V. S. **SENSORES ELETROQUÍMICOS BASEADOS EM BIOCARVÃO E DERIVADOS DE GRAFENO PARA A DETERMINAÇÃO DE CARBARIL, CARBENDAZIM E PARAQUATE EM AMOSTRAS DE ÁGUA E ALIMENTOS ELECTROCHEMICAL**, p. 1-182, 2022.

SANTOS, Allan A. *et al.* Microcystin removal by microbial communities from a coastal lagoon: Influence of abiotic factors, bacterioplankton composition and estimated functions. **Harmful Algae**, v. 135, p. 1–11, 2024.

SATO, Michel Keisuke *et al.* Biochar as a sustainable alternative to açai waste disposal in Amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 139, p. 36–46, 1 jul. 2020.

SHAKOOR, Muhammad Bilal *et al.* Engineered biochars for recovering phosphate and ammonium from wastewater: A review. **Science of the Total Environment**, v. 779, p. 1-16, 2021.

SKIC, Kamil *et al.* Surface areas and adsorption energies of biochars estimated from nitrogen and water vapour adsorption isotherms. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, 1 dez. 2024.

SONG, Yang *et al.* Key hydrodynamic principles for controlling algal blooms using emergency reservoir operation strategies. **Journal of Environmental Management**, v. 325, p. 1–11, 2023.

SOUSA, Ana Alice Oliveira de *et al.* Adsorption of the basic Malachite Green dye via activated carbon from the açai seed. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 10, p. 1–28, 2021.

SOUZA, Thamiris Ferreira; DIAS FERREIRA, Guilherme Max. **Biochars as Adsorbents of Pesticides: Laboratory-Scale Performances and Real-World Contexts, Challenges, and Prospects.** *ACS ES and T Water*American Chemical Society, 11 out. 2024.

TAN, Xiaofei *et al.* Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*, v. 125, p. 70–85, 1 abr. 2015.

THOMMES, Matthias *et al.* Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, v. 87, n. 9–10, p. 1051–1069, 1 out. 2015.

TOMCZYK, Agnieszka; SOKOŁOWSKA, Zofia; BOGUTA, Patrycja. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* **2020 19:1**, v. 19, n. 1, p. 191–215, 5 fev. 2020.

TU, Panfeng *et al.* Influence of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of biochars obtained from herbaceous and woody plants. *Bioresources and Bioprocessing* **2022 9:1**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 22 dez. 2022.

UCHIMIYA, Minori *et al.* Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 59, n. 6, p. 2501–2510, 23 mar. 2011.

VASSEGHIAN, Yasser; NADAGOUDA, Megha M.; AMINABHAVI, Tejraj M. Biochar-enhanced bioremediation of eutrophic waters impacted by algal blooms. *Journal of Environmental Management*, v. 367, n. April, p. 122044, 2024.

VELUSAMY, Karthik *et al.* Advanced techniques to remove phosphates and nitrates from waters: a review. *Environmental Chemistry Letters* **2021 19:4**, v. 19, n. 4, p. 3165–3180, 13 abr. 2021.

VIKRANT, Kumar *et al.* Engineered/designer biochar for the removal of phosphate in water and wastewater. *Science of the Total Environment*, v. 616–617, p. 1242–1260, 2018.

WANG, Chongqing *et al.* Green catalyst derived from zero-valent iron onto porous biochar for removal of Rhodamine B from aqueous solution in a Fenton-like process. *Carbon Letters*, v. 33, n. 7, p. 1947–1957, 1 dez. 2023a.

WANG, Dongsheng *et al.* Research status on remediation of eutrophic water by submerged macrophytes: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 169, n. October 2022, p. 671–684, 2023b.

WANG, Lu *et al.* Structural transformation investigations of δ to α manganese dioxides: Phosphate sorption and its mechanism. *Separation and Purification Technology*, v. 346, p. 1–11, 30 out. 2024a.

WANG, Shengsen *et al.* Physicochemical and sorptive properties of biochars derived from woody and herbaceous biomass. *Chemosphere*, v. 134, p. 257–262, 1 set. 2015.

WANG, Xiaohui *et al.* Cooperation of ferrous ions and hydrated ferric oxide for advanced phosphate removal over a wide pH range: Mechanism and kinetics. **Water Research**, v. 249, p. 1–8, 2024b.

WANG, Yan Shan *et al.* Unraveling the mechanism of efficient adsorption of riboflavin onto activated biochar derived from algal blooms. **Journal of Environmental Management**, v. 291, p. 1–8, 1 ago. 2021.

WEI, Lianxue; LU, Jinfeng. Adsorption of microcystin-LR by rice straw biochars with different pyrolysis temperatures. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, p. 101609, 1 ago. 2021.

YANG, Shasha *et al.* Mitigation of Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (cHABs) and Cyanotoxins by Electrochemical Oxidation: From a Bench-Scale Study to Field Application. **ACS ES and T Engineering**, v. 2, n. 7, p. 1160–1168, 2022.

YOON, Hyojk *et al.* Long-term seasonal and temporal changes of hydrogen peroxide from cyanobacterial blooms in fresh waters. **Journal of Environmental Management**, v. 298, p.1-8, 2021.

ZHANG, Heran *et al.* Source, transport, and toxicity of emerging contaminants in aquatic environments: A review on recent studies. **Environmental Science and Pollution Research** **2023 30:58**, v. 30, n. 58, p. 121420–121437, 24 nov. 2023a.

ZHANG, Yanyan *et al.* Harmful cyanobacteria-diatom/dinoflagellate blooms and their cyanotoxins in freshwaters: A nonnegligible chronic health and ecological hazard. **Water Research**, v. 233, p. 1–14, 2023b.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa demonstrou o alto potencial de resíduos lignocelulósicos regionais — especificamente o caroço de açaí (*Euterpe oleraceae*) e as plantas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Urochloa subquadrifida* — como precursores sustentáveis para a produção de biocarvões aplicáveis à adsorção de contaminantes em matriz aquosa.

Os ensaios realizados evidenciaram que o desempenho adsorptivo desses materiais é fortemente influenciado pelos parâmetros de pirólise, como temperatura e tempo de residência, além da natureza química dos compostos-alvo.

Em síntese, os resultados obtidos evidenciam que o uso de resíduos agroindustriais e biomassa vegetal subutilizada para produção de biocarvões representa uma solução de baixo custo, ambientalmente sustentável e tecnicamente eficaz para a remoção de diferentes classes de contaminantes aquáticos.

Este estudo desafia a dependência exclusiva da área superficial BET como o principal parâmetro preditivo para a eficácia dos biocarvões na remoção de cianotoxinas, posicionando a química superficial e a hidrofobicidade como fatores de relevância crítica.

Este é um achado que tem uma implicação de alto impacto principalmente no que diz respeito ao desenvolvimento de adsorventes sustentáveis e econômicos a partir de diferentes biomassas, minimizando ou eliminando a necessidade de ativação pós-pirólise e simplificando a produção de materiais de baixo custo para o tratamento avançado de água.

A aplicação desses materiais em tecnologias de tratamento de água pode contribuir significativamente para a proteção da saúde pública e a conservação dos recursos hídricos, sendo recomendadas futuras investigações voltadas à modificação de superfície, reuso e aplicação em larga escala.

REFERÊNCIAS

- ABATAL, Mohamed *et al.* *Leucaena leucocephala* as biomass material for the removal of heavy metals and metalloids. **Biomass-Derived Materials for Environmental Applications**, p. 287–306, 1 jan. 2022.
- ABUMELHA, Hana M. *et al.* Araucaria gum embedded kaolinite/ferric xanthan composite for enhanced adsorption of atrazine: Kinetic, thermodynamic, and column studies. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 308, p. 1–15, 1 maio 2025.
- AFSHAR, Maryam; MOFATTEH, Saeed. Biochar for a sustainable future: Environmentally friendly production and diverse applications. **Results in Engineering**, v. 23, p. 1–16, 1 set. 2024.
- AGOSTINI COSTA, Tânia da Silveira. Bioactive compounds and health benefits of some palm species traditionally used in Africa and the Americas – A review. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 224, p. 202–229, 5 out. 2018.
- AHMAD, Md Faruque *et al.* Pesticides impacts on human health and the environment with their mechanisms of action and possible countermeasures. **Heliyon**, v. 10, n. 7, p. 1–26, 2024.
- AKBARI, Sanaz *et al.* The anti-tumoral role of Hesperidin and Aprepitant on prostate cancer cells through redox modifications. **Naunyn-Schmiedeberg's Archives of Pharmacology**, v. 396, n. 12, p. 3559–3567, 1 dez. 2023.
- ALAHUHTA, Janne *et al.* Macroecology of macrophytes in the freshwater realm: Patterns, mechanisms and implications. **Aquatic Botany**, v. 168, p. 1–10, 1 jan. 2021.
- ALI, Shafaqat *et al.* Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. **Sustainability 2020, Vol. 12, Page 1927**, v. 12, n. 5, p. 1–33, 3 mar. 2020.
- ALMAHRI, Albandary *et al.* Atrazine reclamation from an aqueous environment using a ruthenium-based metal-organic framework. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 177, p. 52–68, 1 set. 2023.
- ALMEIDA, Ian Rocha *et al.* Adsorption of the fungicide carbendazim on activated carbon: analysis of isotherms, kinetics, rapid small-scale column tests, and impacts of the presence of organic matter. **Water Practice and Technology**, v. 19, p. 671–691, 2024.
- ALMEIDA, A. da S. V. *et al.* Caffeine removal using activated biochar from açai seed (*Euterpe oleracea* Mart): Experimental study and description of adsorbate properties using Density Functional Theory (DFT). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 1 fev. 2021.
- ALQURASHI, Randah M. *et al.* In vitro approaches to assess the effects of açai (*Euterpe oleracea*) digestion on polyphenol availability and the subsequent impact on the faecal microbiota. **Food Chemistry**, v. 234, p. 190–198, 1 nov. 2017.
- AMBAYE, T. G. *et al.* Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater. **International**

Journal of Environmental Science and Technology 2020 18:10, v. 18, n. 10, p. 3273–3294, 26 dez. 2020.

BAGGIO, Juliana S *et al.* Sensitivity of botrytis cinerea isolates from conventional and organic strawberry fields in brazil to azoxystrobin, iprodione, pyrimethanil, and thiophanate-methyl. **Plant Disease**, v. 102, n. 9, p. 1803–1810, 1 set. 2018.

BAI, Yunmeng *et al.* Dissection of molecular mechanisms of liver injury induced by microcystin-leucine arginine via single-cell RNA-sequencing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 145, p. 164–179, 1 nov. 2024.

BARROSO, Maria E. S. *et al.* Phytochemical profile of genotypes of *Euterpe edulis* Martius – Juçara palm fruits. **Food Research International**, v. 116, p. 985–993, 1 fev. 2019.

BATTARBEE, Richard W. *et al.* Comparing palaeolimnological and instrumental evidence of climate change for remote mountain lakes over the last 200 years. **Journal of Paleolimnology**, v. 28, n. 1, p. 161–179, jun. 2002.

BEIGMORADI, Fariba *et al.* Electrochemical sensor based on molecularly imprinted polymer coating on metal–organic frameworks for the selective and sensitive determination of carbendazim. **Microchemical Journal**, v. 179, p. 1–8, 1 ago. 2022.

BHANDARI, Govinda *et al.* Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. **Chemosphere**, v. 253, p. 1–13, 1 ago. 2020.

BICHARA, C. M. G.; ROGEZ, H. Açai (*Euterpe oleracea* Martius). **Postharvest Biology and Technology of Tropical and Subtropical Fruits**, p. 1–27, 1 jan. 2011.

BICK, Emily *et al.* Effects of salinity and nutrients on water hyacinth and its biological control agent, *Neochetina bruchi*. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 15, p. 3213–3224, 1 set. 2020.

BINH, Quach An; NGUYEN, Hong Hai. Investigation the isotherm and kinetics of adsorption mechanism of herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on corn cob biochar. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, p. 1–7, 1 set. 2020.

BOGUTA, Patrycja *et al.* Chemically engineered biochar – Effect of concentration and type of modifier on sorption and structural properties of biochar from wood waste. **Fuel**, v. 256, p. 1–10, 15 nov. 2019.

BONILLA PETRICIOLET, A, *et al.* Adsorption in Water Treatment. **Reference Module in Chemistry**, 1 jan. 2019.

BOTE, M. A. *et al.* Review on water hyacinth weed as a potential bio fuel crop to meet collective energy needs. **Materials Science for Energy Technologies**, v. 3, p. 397–406, 1 jan. 2020.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, [...] e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 139, n. 5, p. 1-12, 8 jan. 2002.

BUFALINO, Lina *et al.* Local variability of yield and physical properties of açai waste

and improvement of its energetic attributes by separation of lignocellulosic fibers and seeds. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 10, n. 5, p. 1–11, 1 set. 2018.

BUTCHA, Sopon *et al.* Sustainable production of multifunctional hierarchical carbon from weed water hyacinth: Assessment for lithium-ion battery and supercapacitor. **Journal of Energy Storage**, v. 72, p. 1–9, 30 nov. 2023.

CALISTO, Josiane S. *et al.* Adsorption kinetic and thermodynamic studies of the 2, 4 – dichlorophenoxyacetate (2,4-D) by the [Co–Al–Cl] layered double hydroxide. **Heliyon**, v. 5, n. 12, p. 1–9, 1 dez. 2019.

CAO, Bo *et al.* Different dissolved organic matter (DOM) characteristics lead to diverse atrazine adsorption traits on the non-rhizosphere and rhizosphere soil of *Pennisetum americanum* (L.) K. Schum. **Chemosphere**, v. 209, p. 608–616, 1 out. 2018.

CAO, Yu *et al.* Investigation into adsorption characteristics and mechanism of atrazine on nano-MgO modified fallen leaf biochar. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 1–11, 1 ago. 2021.

CARDOSO, Alyne Lizane *et al.* An Update on the Biological Activities of *Euterpe edulis* (Juçara). **Planta Medica**, v. 84, n. 8, p. 487–499, 1 maio 2018.

CARMICHAEL, Wayne W. *et al.* Human fatalities from cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663–668, 2001.

CARNIATTO, Natalia *et al.* Effects of an Invasive Alien Poaceae on Aquatic Macrophytes and Fish Communities in a Neotropical Reservoir. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 747–754, 1 nov. 2013.

CARVALHO, Ana Vânia *et al.* Chemical composition and antioxidant capacity of açai (*Euterpe oleracea*) genotypes and commercial pulps. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 5, p. 1467–1474, 30 mar. 2017.

CHA, Jin Sun *et al.* Production and utilization of biochar: A review. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 40, p. 1–15, 25 ago. 2016.

CHAUDHRY, Smita; SIDHU, Gagan Preet Singh. Climate change regulated abiotic stress mechanisms in plants: a comprehensive review. **Plant Cell Reports**, v. 41, n. 1, p. 1–31, 5 ago. 2021.

CHAYATA, Houda *et al.* Characterization of the ultraviolet–visible photoproducts of thiophanate-methyl using high performance liquid chromatography coupled with high resolution tandem mass spectrometry—Detection in grapes and tomatoes. **Journal of Chromatography A**, v. 1441, p. 75–82, 8 abr. 2016.

CHE, Xiaofang *et al.* Thiophanate-methyl induces notochord toxicity by activating the PI3K-mTOR pathway in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Environmental Pollution**, v. 318, p. 1–11, 1 fev. 2023.

CHEN, Fengping *et al.* Reduced sensitivity of azoxystrobin and thiophanate-methyl resistance in *Lasioidiplodia theobromae* from papaya. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 162, p. 60–68, 1 jan. 2020.

CRUZ, Armah *et al.* Can We Effectively Degrade Microcystins? - Implications on Human Health. **Anti-Cancer Agents in Medicinal Chemistry**, v. 11, n. 1, p. 19–37, 24 maio 2012.

DAI, Xiao *et al.* Selective removal of microcystin from eutrophic water by a nanobody-metal hybrid photocatalyst. **Chemical Engineering Journal**, v. 506, p. 1–10, 15 jan. 2025.

DENG, Jiang *et al.* Effects of cellulose, hemicellulose, and lignin on the structure and morphology of porous carbons. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 4, n. 7, p. 3750–3756, 5 jul. 2016.

DIAMANTE, Nathália Alves *et al.* Molecular analysis of the invasive populations of *Urochloa* (Poaceae) in a large Neotropical reservoir. **Aquatic Botany**, v. 161, p. 1–6, 1 fev. 2020.

DOMINGOS, Vanessa D. *et al.* Initial growth of *Brachiaria subquadrifida* (Trin.) Hitchc. plants under different nutritional conditions. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 560–566, 2015.

DULIO, V.; OHE, P. C. **NORMAN Prioritisation framework for emerging substances**. [S.l.: S.n.].

EBEDY, Yasmin A. *et al.* Novel insights into the potential mechanisms underlying carbendazim-induced hepatorenal toxicity in rats. **Journal of Biochemical and Molecular Toxicology**, v. 36, n. 8, p. 1–14, 1 ago. 2022.

ELBASIOUNY, Heba *et al.* Microplastics Pollution in the Environment: Challenges and Future Prospectives: A Mini-Review. **Environment, Biodiversity and Soil Security**, v. 5, n. Issue 2021, p. 323–330, 1 fev. 2021a.

ELBASIOUNY, Heba *et al.* Ecofriendly remediation technologies for wastewater contaminated with heavy metals with special focus on using water hyacinth and black tea wastes: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 7, p. 449, 1 jul. 2021b.

ELOUAHLI, Abdelaziz *et al.* Apatitic tricalcium phosphate powder: High sorption capacity of hexavalent chromium removal. **Surfaces and Interfaces**, v. 13, p. 139–147, 1 dez. 2018.

FANG, June *et al.* Realistic and field scale applications of biochar for water remediation: A literature review. **Journal of Environmental Management**, v. 385, p. 1–17, 1 jun. 2025.

FAPESPA. Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas. **Estudo revela que Pará detém 93,8% do valor da produção nacional de açaí**. Belém: FAPESPA, 2026. Disponível em: <https://fapespa.pa.gov.br/>. Acesso em: 28 jan. 2026.

FARES, Ana Luisa Biondi; NONATO, Flávia Alessandra da Silva; MICHELA, Thaísa Sala. New records of the invasive macrophyte, *Urochloa arrecta* extend its range to eastern Brazilian Amazon altered freshwater ecosystems. **Acta Amazonica**, v. 50, n. 2, p. 133–137, 18 maio 2020.

FAROKHVAND, Najimeh *et al.* A comprehensive insight into the effects of Methyl Thiophanate on pepsin enzyme: Multispectroscopy and simulations investigation. **Process Biochemistry**, v. 147, p. 287–294, 1 dez. 2024.

FEKI, A. *et al.* Methyl thiophanate-induced toxicity in liver and kidney of adult rats: a biochemical, molecular and histopathological approach. **Cellular and Molecular Biology**, v. 63, n. 2, p. 20–28, 28 fev. 2017.

FILKOWSKI, Jody *et al.* Genotoxicity of 2,4-D and dicamba revealed by transgenic *Arabidopsis thaliana* plants harboring recombination and point mutation markers. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 542, n. 1–2, p. 23–32, 9 dez. 2003.

MORAES, Rodrigo Fracalossi. AGROTÓXICOS NO BRASIL: PADRÕES DE USO, POLÍTICA DA REGULAÇÃO E PREVENÇÃO DA CAPTURA REGULATÓRIA. **INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA**, p. 1–84, 2019.

FRANÇA, D. B. *et al.* The versatility of montmorillonite in water remediation using adsorption: Current studies and challenges in drug removal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 2, p. 1–42, 1 abr. 2022.

FREITAS, Madson A. B. *et al.* Intensification of açai palm management largely impoverishes tree assemblages in the Amazon estuarine forest. **Biological Conservation**, v. 261, p. 1–10, 1 set. 2021.

FREITAS, Rodrigo de Barros *et al.* *Euterpe edulis* extracts positively modulates the redox status and expression of inflammatory mediators. **Food and Agricultural Immunology**, v. 29, n. 1, p. 95–108, 9 ago. 2018.

GANGULY, A.; CHATTERJEE, P. K.; DEY, A. Studies on ethanol production from water hyacinth—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 966–972, 1 jan. 2012.

GAO, Yan *et al.* A comparison of the characteristics and atrazine adsorption capacity of co-pyrolysed and mixed biochars generated from corn straw and sawdust. **Environmental Research**, v. 172, p. 561–568, 1 maio 2019.

GAURAV, Gajendra Kumar *et al.* Water hyacinth as a biomass: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, p. 1–17, 20 dez. 2020.

GEORGIN, Jordana *et al.* A review of the toxicology presence and removal of ketoprofen through adsorption technology. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, p. 1–14, 1 jun. 2022.

GERALDI, Marina V. *et al.* Development of Yoghurt with Juçara Pulp (*Euterpe edulis* M.) and the Probiotic *Lactobacillus acidophilus* La5. **Probiotics and Antimicrobial Proteins**, v. 10, n. 1, p. 71–76, 1 mar. 2018.

GU, Shen; JIANG, Mingxuemei; ZHANG, Bo. Microcystin-LR in Primary Liver Cancers: An Overview. **Toxins 2022, Vol. 14, Page 715**, v. 14, n. 10, p. 1–11, 20 out. 2022.

GWENZI, Willis *et al.* Biochar production and applications in sub-Saharan Africa: Opportunities, constraints, risks and uncertainties. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 250–261, 1 mar. 2015.

HARUN, Irina *et al.* Invasive Water Hyacinth: Ecology, Impacts and Prospects for the Rural Economy. **Plants 2021, Vol. 10, Page 1613**, v. 10, n. 8, p. 1–23, 6 ago. 2021.

HASSAN, Masud *et al.* Influences of feedstock sources and pyrolysis temperature on

the properties of biochar and functionality as adsorbents: A meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 744, p. 1–15, 20 nov. 2020.

HE, Qianqian *et al.* Microcystins in Water: Detection, Microbial Degradation Strategies, and Mechanisms. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 20, p. 1–16, 13 out. 2022.

HERNANDES, Paola T. *et al.* Investigation of biochar from *Cedrella fissilis* applied to the adsorption of atrazine herbicide from an aqueous medium. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, p. 1–10, 1 jun. 2022.

IBAMA, INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE. Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009. p. 1–84, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal (PAM) 2024**. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: <https://ibge.gov.br/>. Acesso em: 28 jan. 2026.

IREWALE, Adewale T. *et al.* Water hyacinth: Prospects for biochar-based, nano-enabled biofertilizer development. **Heliyon**, v. 10, n. 17, p. 1–18, 15 set. 2024.

JIA, Kun *et al.* Thiophanate-methyl induces severe hepatotoxicity in zebrafish. **Chemosphere**, v. 248, p. 1–10, 1 jun. 2020.

JOSEPH, Xavier Benadict *et al.* Interfacial Superassembly of Mo₂C@NiMn-LDH Frameworks for Electrochemical Monitoring of Carbendazim Fungicide. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 9, n. 44, p. 14900–14910, 8 nov. 2021.

KANG, Jie *et al.* Bioactivities of açai (*Euterpe precatoria* Mart.) fruit pulp, superior antioxidant and anti-inflammatory properties to *Euterpe oleracea* Mart. **Food Chemistry**, v. 133, n. 3, p. 671–677, 1 ago. 2012.

KARTHIKEYA, K. *et al.* Exploring optimal strategies for aquatic macrophyte pre-treatment: Sustainable feedstock for biohydrogen production. **Biomass and Bioenergy**, v. 140, p. 1–11, 1 set. 2020.

LAD, Apurva *et al.* As We Drink and Breathe: Adverse Health Effects of Microcystins and Other Harmful Algal Bloom Toxins in the Liver, Gut, Lungs and Beyond. **Life**, v. 12, n. 3, p. 1–17, 14 mar. 2022.

LAZAROTTO, Joseane S. *et al.* Application of araçá fruit husks (*Psidium cattleianum*) in the preparation of activated carbon with FeCl₃ for atrazine herbicide adsorption. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 180, p. 67–78, 1 abr. 2022.

LI, Jiuying *et al.* A decade-long meta-analysis of risks posed by pesticides in Chinese surface waters. **Journal of Environmental Management**, v. 387, p. 1–11, 2025.

LIMA, Anna Cristina Pinheiro *et al.* Physicochemical characterization of residual biomass (seed and fiber) from açai (*Euterpe oleracea*) processing and assessment of the potential for energy production and bioproducts. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 11, n. 3, p. 925–935, 1 jun. 2021.

LIND, Lovisa; ECKSTEIN, R. Lutz; RELYEA, Rick A. Direct and indirect effects of climate change on distribution and community composition of macrophytes in lentic systems. **Biological Reviews**, v. 97, n. 4, p. 1677–1690, 1 ago. 2022.

LIU, Na *et al.* Effect of household canning on the distribution and reduction of

thiophanate-methyl and its metabolite carbendazim residues in tomato. **Food Control**, v. 43, p. 115–120, 1 set. 2014.

LUO, Dan *et al.* Phosphorus adsorption by functionalized biochar: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 21, n. 1, p. 497–524, 1 out. 2022.

MALHAT, Farag *et al.* Dissipation behavior of thiophanate-methyl in strawberry under open field condition in Egypt and consumer risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 1, p. 1029–1039, 1 jan. 2021.

MAPBIOMAS. **Destaques do Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil de 1985 a 2023 (Coleção 9)**. São Paulo: Rede MapBiomias, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 27 jan. 2026.

MAPBIOMAS. **Relatório Anua de Desmatamento no Brasil (RAD 2023)**. São Paulo: Rede MapBiomias, 2023.

MARCHI, Giuliano *et al.* Herbicidas: mecanismos de ação e uso. **Documentos/Embrapa Cerrados**, v. ISSN 1517-, p. 1–34, 2008.

MARTINEZ, Raquel Martins *et al.* Açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) seed extract induces cell cycle arrest and apoptosis in human lung carcinoma cells. **Foods**, v. 7, n. 11, p. 1–9, 1 nov. 2018.

MARTINS, Gabriel R. *et al.* Chemical characterization, antioxidant and antimicrobial activities of açaí seed (*Euterpe oleracea* Mart.) extracts containing A- and B-type procyanidins. **LWT**, v. 132, p. 1–11, 1 out. 2020.

MARTINS, Rafael Xavier *et al.* 2,4-D Herbicide-Induced Hepatotoxicity: Unveiling Disrupted Liver Functions and Associated Biomarkers. **Toxics 2024, Vol. 12, Page 35**, v. 12, n. 1, p. 35, 2 jan. 2024.

MCCORD, James *et al.* pH dependent octanol–water partitioning coefficients of microcystin congeners. **Journal of Water and Health**, v. 16, n. 3, p. 340–345, 1 jun. 2018.

MELO, Priscilla Siqueira *et al.* Antioxidative and prooxidative effects in food lipids and synergism with α -tocopherol of açaí seed extracts and grape rachis extracts. **Food Chemistry**, v. 213, p. 440–449, 15 dez. 2016.

MENDES, Nougla Veloso Barbosa *et al.* Emergência e desenvolvimento inicial do açaizeiro em diferentes substratos e ambientes. **Acta Iguazu**, v. 7, n. 2, p. 84–96, 12 jun. 2018.

MICHELAN, T. S.; DAINEZ FILHO, M. S.; THOMAZ, S. M. Aquatic macrophyte mats as dispersers of one invasive plant species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 1, p. 169–171, 26 jun. 2017.

MICHELAN, Thaisa S.; THOMAZ, Sidinei M.; BINI, Luis M. Native Macrophyte Density and Richness Affect the Invasiveness of a Tropical Poaceae Species. **PLOS ONE**, v. 8, n. 3, p. 1–8, 25 mar. 2013.

MICHELAN, Thaísa Sala *et al.* Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 6, p. 1315–1326, 1 jun. 2010.

MILLATI, Ria *et al.* Agricultural, Industrial, Municipal, and Forest Wastes: An

Overview. **Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches**, p. 1–22, 1 jan. 2019.

MOHAMED, Zakaria A. *et al.* Microcystin levels in irrigation water and field-vegetable plants, and food safety risk assessment: A case study from Egypt. **Toxicon**, v. 247, p. 1–9, 28 ago. 2024.

MOHD GHAZI, Rozidaini *et al.* Health effects of herbicides and its current removal strategies. **Bioengineered**, v. 14, n. 1, p. 1–21, 31 dez. 2023.

MONTEIRO, Alvaro Ferreira *et al.* High concentration and yield production of mannose from açai (*Euterpe oleracea* Mart.) seeds via mannanase-catalyzed hydrolysis. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 1 dez. 2019.

MORAES, Isabella de Campos *et al.* Karyotype analysis and mode of reproduction of two species of *Urochloa* P. Beauv. **Crop Science**, v. 61, n. 5, p. 3415–3424, 1 set. 2021.

MUGUDAMANI, Innocent *et al.* Herbicides in Water Sources: Communicating Potential Risks to the Population of Mangaung Metropolitan Municipality, South Africa. **Toxics**, v. 11, p. 1–16, 16 jun. 2023.

NDJIENTCHEU YOSSA, L. M. *et al.* Synthesis of a cleaner potassium hydroxide-activated carbon from baobab seeds hulls and investigation of adsorption mechanisms for diuron: Chemical activation as alternative route for preparation of activated carbon from baobab seeds hulls and adsorption. **Scientific African**, v. 9, p. 1–10, 1 set. 2020.

NETO, Marco Antônio Menezes *et al.* Seed and seedling anatomy in *Euterpe oleracea* Mart. during the germination process. **Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 8, n. 2, p. 1147–1152, 2010.

NGOC, Pham Kim *et al.* Superior organic dye removal by CoCr₂O₄ nanoparticles: Adsorption kinetics and isotherm. **Journal of Science: Advanced Materials and Devices**, v. 7, n. 2, p. 1–10, 1 jun. 2022.

NGUYEN, Thu Hang Thi *et al.* Synthesis of magnetic Fe₃O₄/graphene aerogel for the removal of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide from water. **Royal Society of Chemistry**, v. 14, n. 31, p. 22304–22311, 12 jul. 2024.

NICHOLS, P. Brent; COUCH, James D.; AL-HAMDANI, Safaa H. Selected physiological responses of *Salvinia minima* to different chromium concentrations. **Aquatic Botany**, v. 68, n. 4, p. 313–319, 1 dez. 2000.

NUNES, Franciane Batista *et al.* Study of phenobarbital removal from the aqueous solutions employing magnetite-functionalized chitosan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 5, p. 12658–12671, 1 jan. 2023.

OLIVEIRA, Johnatt A. R. *et al.* Evaluation of alkaline delignification (NaOH) of Açai seeds (*euterpe oleracea*) treated with H₂SO₄ dilute and effect on enzymatic hydrolysis. **Chemical Engineering Transactions**, v. 43, p. 499–504, 2015.

OUASFI, N. *et al.* Selected pharmaceuticals removal using algae derived porous carbon: experimental, modeling and DFT theoretical insights. **RSC Advances**, v. 9, n. 17, p. 9792–9808, 22 mar. 2019.

PATEL, Seema. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: An overview. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 11, n. 3, p. 249–259, 8 set. 2012.

PEIXOTO, Herbenya *et al.* An Anthocyanin-Rich Extract of Acai (*Euterpe precatoria* Mart.) Increases Stress Resistance and Retards Aging-Related Markers in *Caenorhabditis elegans*. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 64, n. 6, p. 1283–1290, 17 fev. 2016.

PENG, Zhongmei *et al.* Capture-SELEX-based screening and mechanism analysis for the dual-colorimetric aptasensing of microcystin in water. **Analytica Chimica Acta**, v. 1366, p. 1–11, 8 set. 2025.

PITELLI, R. L. C. M. *et al.* Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, v. 26, n. 3, p. 473–480, 2008.

PIVETTA, Rhannanda Copetti *et al.* Tracking the occurrence of psychotropic pharmaceuticals in Brazilian wastewater treatment plants and surface water, with assessment of environmental risks. **Science of The Total Environment**, v. 727, p. 1–12, 20 jul. 2020.

POTT, V. J. *et al.* Aquatic macrophyte diversity of the Pantanal wetland and upper basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 255–263, 2011.

POURREZA, Nahid; RASTEGARZADEH, Saadat; LARKI, Arash. Determination of fungicide carbendazim in water and soil samples using dispersive liquid-liquid microextraction and microvolume UV–vis spectrophotometry. **Talanta**, v. 134, p. 24–29, 1 mar. 2015.

PPDB. **Pesticides Properties DataBase**. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>. Acesso em 08 de julho de 2025.

PRASETYO, Syarif; ANGGORO, Sutrisno; SOEPROBOWATI, Tri Retnaningsih. The Growth Rate of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in Rawapening Lake, Central Java. **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 6, p. 222–231, 6 jun. 2021.

PUBCHEM. **National Library of Medicine**. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em 08 de julho de 2025.

QIU, Muqing *et al.* Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review. **Biochar**, v. 4, n. 1, p. 1–25, 1 dez. 2022.

QUEIROZ, Leandro S. *et al.* Activated carbon obtained from amazonian biomass tailings (acai seed): Modification, characterization, and use for removal of metal ions from water. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 1–8, 15 set. 2020.

RAMA, Elkiane Macedo. Avaliação Do Risco À Saúde Decorrente Da Exposição Ocupacional E Dietética Ao. **Dissertação (Mestrado Profissional em Toxicologia Aplicada à Vigilância Sanitária) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina**, p. 1–144, 2013.

RAMA, Elkiane Macedo *et al.* Reproductive and possible hormonal effects of carbendazim. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 69, n. 3, p. 476–486, 2014.

- RAMBO, M. K. D. *et al.* Analysis of the lignocellulosic components of biomass residues for biorefinery opportunities. **Talanta**, v. 144, p. 696–703, 1 nov. 2015.
- RAMIREZ, Rolando *et al.* Transformation of Residual Açaí Fruit (*Euterpe oleracea*) Seeds into Porous Adsorbent for Efficient Removal of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid Herbicide from Waters. **Molecules**, v. 27, p. 1–17, 1 nov. 2022.
- RAMIREZ, Rolando *et al.* Adsorptive properties of highly porous activated carbon from açaí (*Euterpe oleracea*) towards the toxic herbicide atrazine. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 3, p. 1–12, 1 jun. 2023.
- RANI, Manviri; SHANKER, Uma; JASSAL, Vidhisha. Recent strategies for removal and degradation of persistent & toxic organochlorine pesticides using nanoparticles: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 208–222, 2017.
- ROMÃO, Matheus Henrique *et al.* Açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) seed extract protects against hepatic steatosis and fibrosis in high-fat diet-fed mice: Role of local renin-angiotensin system, oxidative stress and inflammation. **Journal of Functional Foods**, v. 65, p. 1–11, 1 fev. 2020.
- ROSENBLUM, Laura *et al.* Effect of chlorination by-products on the quantitation of microcystins in finished drinking water. **Toxicon**, v. 138, p. 138–144, 1 nov. 2017.
- ROSSETTO, Raquel *et al.* Acai pulp and seeds as emerging sources of phenolic compounds for enrichment of residual yeasts (*Saccharomyces cerevisiae*) through biosorption process. **LWT**, v. 128, p. 1–9, 1 jun. 2020.
- SÁ, Maysa Nery Figueiredo *et al.* Land use and cover and water quality: contamination by pesticides and metals in the Rio das Mortes basin. **Revista Delos**, v.18, p. 01-44, 2025.
- SÁNCHEZ-GALVÁN, Gloria *et al.* Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 194, n. 1–4, p. 77–90, 9 maio 2008.
- SANTAMARÍA, Luis. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica**, v. 23, n. 3, p. 137–154, 1 jun. 2002.
- SANTOS, Allan A. *et al.* Microcystin removal by microbial communities from a coastal lagoon: Influence of abiotic factors, bacterioplankton composition and estimated functions. **Harmful Algae**, v. 135, p. 1–11, 2024.
- SANTOS, Ronald K. S. *et al.* *Euterpe oleracea* based biochar for clonazepam adsorption: synthesis, characterization, adsorption properties, and toxicity assays. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 18, p. 52485–52497, 1 abr. 2023a.
- SANTOS, Ronald K. S. *et al.* Removal of chloroquine from the aqueous solution by adsorption onto açaí-based biochars: Kinetics, thermodynamics, and phytotoxicity. **Journal of Molecular Liquids**, v. 383, p. 1–9, 1 ago. 2023b.
- SANTOSO, E. *et al.* Review on recent advances of carbon based adsorbent for methylene blue removal from waste water. **Materials Today Chemistry**, v. 16, p. 1–21, 1 jun. 2020.

SATO, Michel Keisuke *et al.* Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. **Waste Management**, v. 96, p. 158–167, 1 ago. 2019.

SATO, Michel Keisuke *et al.* Biochar as a sustainable alternative to açai waste disposal in Amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 139, p. 36–46, 1 jul. 2020.

SBIZZARO, Mariana *et al.* Effect of production temperature in biochar properties from bamboo culm and its influences on atrazine adsorption from aqueous systems. **Journal of Molecular Liquids**, v. 343, p. 1–13, 1 dez. 2021.

SCHULZ, Mayara *et al.* Juçara fruit (*Euterpe edulis* Mart.): Sustainable exploitation of a source of bioactive compounds. **Food Research International**, v. 89, p. 14–26, 1 nov. 2016.

SCHULZ, Mayara *et al.* Neuroprotective effect of juçara (*Euterpe edulis* Martius) fruits extracts against glutamate-induced oxytosis in HT22 hippocampal cells. **Food Research International**, v. 120, p. 114–123, 1 jun. 2019.

SEDAP-PA. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Agropecuário e da Pesca. **Calendário agrícola divulgado pelo IGBE reafirma a força das cadeias tradicionais e também a expansão dos grãos no Pará**. Belém: SEDAP, 2024. Disponível em: <https://sedap.pa.gov.br/>. Acesso em: 28 jan. 2026.

SELLAOUI, L. *et al.* Adsorption of emerging pollutants on lignin-based activated carbon: Analysis of adsorption mechanism via characterization, kinetics and equilibrium studies. **Chemical Engineering Journal**, v. 452, p. 1–9, 15 jan. 2023.

SHARMA, Ved Parkash *et al.* Substrate sterilization with thiophanate-methyl and its biodegradation to carbendazim in oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus* var. florida). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 1, p. 899–906, 1 jan. 2020.

SILVA, U. **Balanço anual da safra e do rebanho no Estado do Pará**. Belém: Nuplan/SEDAP, 2024.

SILVA JUNIOR, Gilberto J. *et al.* Single-step electrochemical fabrication of nanoporous gold film with reduced graphene oxide for carbendazim quantification in river water. **Electrochimica Acta**, v. 525, p. 1–8, 10 jun. 2025.

SING, Kenneth S. W. Characterization Of Porous Solids: An Introductory Survey. **Studies in Surface Science and Catalysis**, v. 62, p. 1–9, 1 jan. 1991.

SINGH, P.; SHARMA, S.; DHANORKAR, M. Aquatic plant biomass-derived porous carbon: biomaterials for sustainable waste management and climate change mitigation. **International Journal of Environmental Science and Technology** 2022 **20:11**, v. 20, n. 11, p. 12955–12970, 8 nov. 2022.

SINGH, Rawel *et al.* Catalytic hydrothermal liquefaction of water hyacinth. **Bioresource Technology**, v. 178, p. 157–165, 1 fev. 2015.

SINGH, Simranjeet *et al.* Toxicity, monitoring and biodegradation of the fungicide carbendazim. **Environmental Chemistry Letters**, v. 14, n. 3, p. 317–329, 1 set. 2016.

SOPHIAA., Carmalin; LIMA, Eder C. Removal of emerging contaminants from the

environment by adsorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 150, p. 1–17, 15 abr. 2018.

SUN, Tao *et al.* Sustainable exploitation and safe utilization of biochar: Multiphase characterization and potential hazard analysis. **Bioresource Technology**, v. 383, p. 1–10, 1 set. 2023.

TAN, Xiao fei *et al.* Biochar-based nano-composites for the decontamination of wastewater: A review. **Bioresource Technology**, v. 212, p. 318–333, 1 jul. 2016.

TAN, Xue Fei *et al.* Role of biochar surface characteristics in the adsorption of aromatic compounds: Pore structure and functional groups. **Chinese Chemical Letters**, v. 32, n. 10, p. 2939–2946, 1 out. 2021.

TANG, Fiona H. M. *et al.* Risk of pesticide pollution at the global scale. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 4, p. 206–210, 2021.

TANPICHAI, Supachok *et al.* Water Hyacinth: A Sustainable Lignin-Poor Cellulose Source for the Production of Cellulose Nanofibers. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 14, p. 1–16, 2025.

THOMAZ, Sidinei Magela *et al.* Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 5, p. 614–620, 1 set. 2009.

THOMAZ, Sidinei Magela; MICHELAN, Thaisa Sala. Associations between a highly invasive species and native macrophytes differ across spatial scales. **Biological Invasions**, v. 13, n. 8, p. 1881–1891, 8 ago. 2011.

THOMAZ, Sidinei Magela; SILVEIRA, Márcio José; MICHELAN, Thaisa Sala. The colonization success of an exotic Poaceae is related to native macrophyte richness, wind disturbance and riparian vegetation. **Aquatic Sciences**, v. 74, n. 4, p. 809–815, 24 out. 2012.

TONGUR, Timur; AYRANCI, Erol. Adsorption and electrosorption of paraquat, diquat and difenzoquat from aqueous solutions onto activated carbon cloth as monitored by in-situ uv–visible spectroscopy. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 1–11, 1 ago. 2021.

TRINDADE, Patricia Leticia *et al.* Antiadipogenic effects of açai seed extract on high fat diet-fed mice and 3T3-L1 adipocytes: A potential mechanism of action. **Life Sciences**, v. 228, p. 316–322, 1 jul. 2019.

TRIPATHI, Nimisha *et al.* Biomass waste utilisation in low-carbon products: harnessing a major potential resource. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 2, n. 1, p. 1–10, 1 dez. 2019.

ULLAH, M. Hedayet; RAHMAN, Mohammad Jellur. Adsorptive removal of toxic heavy metals from wastewater using water hyacinth and its biochar: A review. **Heliyon**, v. 10, n. 17, p. 1–20, 15 set. 2024.

UMETSU, Cristiane Akemi *et al.* Effects of a non native species of Poaceae on aquatic macrophyte community composition: A comparison with a native species. **Article in Journal of Aquatic Plant Management**, v. 53, p. 191–196, 2015.

USMAN, Muhammad *et al.* Recent trends in the use of fly ash for the adsorption of

pollutants in contaminated wastewater and soils: Effects on soil quality and plant growth. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 60, p. 124427–124446, 1 dez. 2023.

VERAS, Tatiane Barbosa *et al.* Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. **Chemosphere**, v. 222, p. 961–969, 1 maio 2019.

VIEIRA, Gláucia S. *et al.* Determination of anthocyanins and non-anthocyanin polyphenols by ultra performance liquid chromatography/electrospray ionization mass spectrometry (UPLC/ESI–MS) in jussara (*Euterpe edulis*) extracts. **Journal of Food Science and Technology**, v. 54, n. 7, p. 2135–2144, 1 jun. 2017.

VIEIRA, Yasmin *et al.* An advanced combination of density functional theory simulations and statistical physics modeling in the unveiling and prediction of adsorption mechanisms of 2,4-D pesticide to activated carbon. **Journal of Molecular Liquids**, v. 361, p. 1–13, 1 set. 2022.

WAN, Jiang *et al.* Characterization and adsorption performance of biochars derived from three key biomass constituents. **Fuel**, v. 269, p. 1–7, 1 jun. 2020.

WANG, Jianlong; WANG, Shizong. Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, p. 1002–1022, 1 ago. 2019.

WANG, Shuqiang *et al.* Gold nanoparticles supported onto zwitterionic polymer capillary monoliths meant for efficient enrichment of microcystins in water. **Talanta**, v. 286, p. 1–11, 1 maio 2025.

WANG, Ya *et al.* Smartphone-assisted carbon dots fluorescent sensing platform for visual detection of Thiophanate-methyl in fruits and vegetables. **Food Chemistry**, v. 441, p. 1–9, 30 maio 2024.

WANG, Yan Shan *et al.* Unraveling the mechanism of efficient adsorption of riboflavin onto activated biochar derived from algal blooms. **Journal of Environmental Management**, v. 291, p. 1–8, 1 ago. 2021.

WEI, Xinhui *et al.* Adsorption behaviors of atrazine and Cr(III) onto different activated carbons in single and co-solute systems. **Powder Technology**, v. 329, p. 207–216, 15 abr. 2018.

WU, Lin; LI, Binghua; LIU, Mingzhu. Influence of aromatic structure and substitution of carboxyl groups of aromatic acids on their sorption to biochars. **Chemosphere**, v. 210, p. 239–246, 1 nov. 2018.

YAMAGUCHI, Klenicy Kazumy De Lima *et al.* Amazon acai: Chemistry and biological activities: A review. **Food Chemistry**, v. 179, p. 137–151, 15 jul. 2015.

YANG, Changyan *et al.* Pyrolysis of microalgae: A critical review. **Fuel Processing Technology**, v. 186, p. 53–72, 1 abr. 2019.

YANG, Tingting *et al.* Fate and risk of pesticides in drinking water: From source to tap using a comprehensive analysis and prioritization approach. **Journal of Environmental Sciences**, p. 1–35, 21 maio 2025.

ZBAIR, Mohamed *et al.* Steam activation of waste biomass: highly microporous

carbon, optimization of bisphenol A, and diuron adsorption by response surface methodology. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 35, p. 35657–35671, 1 dez. 2018.

ZHANG, Chen *et al.* Biochar for environmental management: Mitigating greenhouse gas emissions, contaminant treatment, and potential negative impacts. **Chemical Engineering Journal**, v. 373, p. 902–922, 1 out. 2019.

ZHANG, L. *et al.* Hydrothermal Liquefaction of Water Hyacinth: Product Distribution and Identification. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, v. 35, n. 14, p. 1349–1357, 18 jul. 2013.

ZHANG, Yangping *et al.* Suspect and target screening of emerging pesticides and their transformation products in an urban river using LC-QTOF-MS. **Science of The Total Environment**, v. 790, p. 1–8, 10 out. 2021.

ZHOU, Tangrong *et al.* Carbendazim: Ecological risks, toxicities, degradation pathways and potential risks to human health. **Chemosphere**, v. 314, p. 1–14, 1 fev. 2023.

ZHOU, Yi *et al.* Microbes as carbendazim degraders: opportunity and challenge. **Frontiers in Microbiology**, v. 15, p. 1–14, 2024.

ZHOU, Yitong *et al.* Occurrence, source and ecotoxicological risk assessment of pesticides in surface water of Wujin District (northwest of Taihu Lake), China. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 1–10, 1 out. 2020.

**APÊNDICE A – ANÁLISE DA HOMOGENEIDADE DAS VARIÂNCIAS RESIDUAIS
(FMÁXIMO), PARA ATRAZINA QUANTO AO POTENCIAL DE SORÇÃO PELO
BIOCHAR DE AÇAÍ**

Tratamentos	Médias			% de Sorção - Média de E1 e E2
	Experimento 1 (E1)	Experimento 2 (E2)	Média de E1 e E2	
Padrão	100,00	100,00	100,00	0,00
C 500 x 1	39,99	65,08	52,53	47,47
C 500 x 2	37,79	68,81	53,30	46,70
C 800 x 1	28,13	30,31	29,22	70,78
C 800 x 2	22,98	25,59	24,28	75,72
Média de T1 = 500°C	38,89	66,94	52,92	47,08
Média de T2 = 800°C	30,93	46,27	38,60	61,40
Média de Tempo 1 = 1hora	34,06	47,69	40,88	59,12
Média de Tempo 2 = 2horas	30,38	47,20	38,79	61,21
F de tratamentos	5,28 *	3,57 *	-	-
DMS t a 5% - Tratamentos	20,88	24,99	-	-
DMS t a 5% - Temperaturas ou Tempos	14,76	17,67	-	-
CV (%)	121,53	94,48	-	-

**APÊNDICE B – ANÁLISE DA HOMOGENEIDADE DAS VARIÂNCIAS RESIDUAIS
(FMÁXIMO), PARA 2,4D QUANTO AO POTENCIAL DE SORÇÃO PELO BIOCHAR
DE AÇAÍ**

Tratamentos	Médias			
	Experimento 1 (E1)	Experimento 2 (E2)	Média de E1 e E2	% de Sorção - Média de E1 e E2
Padrão	100,00	100,00	100,00	0,00
C 500 x 1	90,55	97,69	94,12	5,88
C 500 x 2	86,12	98,65	92,38	7,62
C 800 x 1	76,01	81,86	78,93	21,07
C 800 x 2	69,64	76,95	73,29	26,71
Média de T1 = 500°C	88,33	98,17	93,25	6,75
Média de T2 = 800°C	78,98	87,56	83,27	16,73
Média de Tempo 1 = 1 hora	83,28	89,77	86,53	13,47
Média de Tempo 2 = 2 horas	77,88	87,80	82,84	17,16
F de tratamentos	0,32 ⁿ	0,22 ⁿ	-	-
DMS t a 5% - Tratamentos	32,86	35,38	-	-
DMS t a 5% - Temperaturas ou Tempos	23,24	25,02	-	-
CV (%)	25,34	21,19	-	-

**APÊNDICE C – ANÁLISE DA HOMOGENEIDADE DAS VARIÂNCIAS RESIDUAIS
(FMÁXIMO), PARA CARBENDAZIM QUANTO AO POTENCIAL DE SORÇÃO
PELO BIOCHAR DE AÇAÍ**

Tratamentos	Médias			% de Sorção - Média de E1 e E2
	Experimento 1 (E1)	Experimento 2 (E2)	Média de E1 e E2	
Padrão	100,00	100,00	100,00	0,00
C 500 x 1	27,03	48,46	37,74	62,26
C 500 x 2	22,17	49,10	35,63	64,37
C 800 x 1	2,89	1,50	2,20	97,80
C 800 x 2	2,11	0,75	1,43	98,57
Média de T1 = 500°C	24,60	48,78	36,69	63,31
Média de T2 = 800°C	13,35	24,76	19,06	80,94
Média de Tempo 1 = 1 hora	14,96	24,98	19,97	80,03
Média de Tempo 2 = 2 horas	12,14	24,92	18,53	81,47
F de tratamentos	11,32 *	9,10 *	-	-
DMS t a 5% - Tratamentos	18,45	21,05	-	-
DMS t a 5% - Temperaturas ou Tempos	13,05	14,89	-	-
CV (%)	233,45	184,27	-	-

**APÊNDICE D – ANÁLISE DA HOMOGENEIDADE DAS VARIÂNCIAS
RESIDUAIS (FMÁXIMO), PARA TIOFANATO METÍLICO QUANTO AO
POTENCIAL DE SORÇÃO PELO BIOCHAR DE AÇAÍ**

Tratamentos	Médias			% de Sorção - Média de E1 e E2
	Experimento 1 (E1)	Experimento 2 (E2)	Média de E1 e E2	
Padrão	100,00	100,00	100,00	0,00
C 500 x 1	8,53	15,16	11,85	88,15
C 500 x 2	6,25	17,98	12,11	87,89
C 800 x 1	0,00	0,00	0,00	100,00
C 800 x 2	0,00	0,00	0,00	100,00
Média de T1 = 500°C	7,39	16,57	11,98	88,02
Média de T2 = 800°C	3,70	8,28	5,99	94,01
Média de Tempo 1 = 1 hora	4,27	7,58	5,92	94,08
Média de Tempo 2 = 2 horas	3,13	8,99	6,06	93,94
F de tratamentos	14,70 *	12,91 *	-	-
DMS t a 5% - Tratamentos	17,40	17,97	-	-
DMS t a 5% - Temperaturas ou Tempos	12,30	12,71	-	-
CV (%)	336,89	281,19	-	-