UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
ESCOLA DE QUÍMICA E ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS

UTILIZAÇÃO DO CAROÇO DE AÇAÍ COMO LEITO FILTRANTE NO TRATAMENTO DE ÁGUA

GABRIELLE GUIMARÃES IZAGUIRRES

PROF. DR. JORGE ALBERTO VIEIRA COSTA
Orientador
PROFª. DRª. ELISÂNGELA MARTHA RADMANN
Coorientadora

RIO GRANDE, RS
2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
ESCOLA DE QUÍMICA E ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DE ALIMENTOS

UTILIZAÇÃO DO CAROÇO DE AÇAÍ COMO LEITO FILTRANTE NO TRATAMENTO DE ÁGUA

GABRIELLE GUIMARÃES IZAGUIRRES

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Engenharia e Ciência de Alimentos.

PROF. DR. JORGE ALBERTO VIEIRA COSTA
Orientador
PROFª. DRª. ELISÂNGELA MARTHA RADMANN
Coorientadora

RIO GRANDE, RS
2021

Ficha Catalográfica

I98u Izaguirres, Gabrielle Guimarães.
Utilização do caroço de açaí como leito filtrante no tratamento de água / Gabrielle Guimarães Izaguirres. – 2021.
124 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Rio Grande/RS, 2021.
Orientador: Dr. Jorge Alberto Vieira Costa.
Coorientador: Dra. Elisângela Martha Radmann.

1. Engenharia de Alimentos 2. Adsorvente 3. Biochar 4. Microalgas 5. Resíduo Agroindustrial 6. Turbidez I. Costa, Jorge Alberto Vieira II. Radmann, Elisângela Martha III. Título.

CDU 664

Catalogação na Fonte: Bibliotecária Valéria Carlosso dos Santos Mazui CRB 7/6742

APROVAÇÃO

Dissertação defendida por Gabrielle Guimarães Izaguirres, com orientação do Prof. Dr. Jorge Alberto Vieira Costa, aprovada em 15 de dezembro de 2021, pela Comissão Examinadora constituída pelos membros:

Prof. Dr. Jorge Alberto Vieira Costa – FURG

Prof.ª Dr.ª Michele Greque de Morais – FURG

Dr.ª Luiza Moraes – FURG

Prof.ª Dr.ª Helen Treichel - UFFS

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus por ter me segurado no colo nos momentos de ansiedade, nervosismo e questionamentos, por não ter me deixado desistir e ter me dado força para enfrentar os obstáculos que surgiram.

Ao meu pai, Marcos, pelo incentivo e estímulo inicial, no momento de dúvidas de qual caminho certo seguir. Obrigada pai, por todo trabalho e dedicação para que eu conseguisse me formar e me qualificar. Também, à minha madrasta, Ludymilla, por todo incentivo e apoio, sem vocês não seria possível. Amo vocês!

À minha mãe, Tatiana, por todas conversas e injeções de ânimo quando tudo parecia tão difícil, sem seu colo e apoio não conseguiria. Também, ao meu ex-padrasto, André, por sempre estar presente, nos dias bons e ruins, com piadas para alegrar os meus dias. Muito obrigada, amo muito vocês!

Ao meu namorado, Matheus, por sempre me lembrar o quanto eu sou capaz e por me amar com todos meus defeitos. Por sempre me fazer rir e me agradar nos momentos de estresse. Obrigada amor, te amo muito! Meu parceiro de vida!

Aos meus filhos de quatro patas, Goku, Kira e Nina, pelo amor incondicional, nos dias mais difíceis, sempre estavam ali com muitos lambeijos, deixando meus dias mais alegres.

À minha irmã, Carol, por todas conversas de mais de duas horas no telefone, esquentando meu coração e diminuindo um pouco da saudade que apertava meu peito, pela distância. Você não sabe o quanto as conversas diárias me deram força e me motivaram a continuar focada no objetivo. Te amo muito!

Ao meu irmão, por toda força e amor de sempre, mesmo longe sempre se mostrou preocupado e disposto a me ajudar, te amo muito Di!

À minha família, de Norte a Sul do Brasil, vocês fazem parte da minha existência, obrigada por tudo sempre!

À Marcella, pela amizade e parceria, obrigada por todos conselhos, puxões de orelha, pelas risadas. Você, melhor que ninguém, sabe o quão difícil foi. Obrigada por tudo! Sem você teria sido muito mais difícil.

À Muni e à Lê, amigas que levarei pra sempre comigo, obrigada por serem a leveza dos meus dias de pós, pelos cafés e conversas.

Ao meu orientador, Jorge, por ter acreditado em mim desde o princípio, por toda orientação e pela oportunidade de trabalhar com um grupo de pesquisa maravilhoso. Por lutar pela ciência e pela educação. Obrigada por tudo!

À minha co-orientadora Elisângela, pelo exemplo de profissional, pelos ensinamentos, pelos conselhos, por ter contribuído imensamente com este trabalho. Muito obrigada!

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Engenharia Bioquímica (LEB), em especial aos pós-doutores Luiza e Gabriel. Agradeço muito por toda ajuda que me foi dada, esse trabalho tem um pouco de cada um de vocês.

A professora Michele Morais e aos colegas do Laboratório de Microbiologia e Bioquímica (MIBI), por me auxiliarem durante o desenvolvimento deste trabalho, muito obrigada por toda ajuda.

À Universidade Federal do Rio Grande (FURG) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos (PPGECA), o qual tenho imenso orgulho em fazer parte, o meu muito obrigada. Também, agradeço o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo e ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), pelo projeto “CVT's das Agrobiodiversidades Bailique”.

Muito obrigada a todos que contribuíram de alguma forma com este trabalho!

“O segredo do sucesso é a constância no objetivo”.

(Benjamin Disraeli)

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II
Tabela 1- *Biochars*: condições de pirólise e aplicações..... 36

CAPÍTULO III
CAPÍTULO DE LIVRO I
Tabela 1 - Rendimento de *Biochar* de microalgas em diferentes condições de pirólise..... 48

ARTIGO I

Tabela 1 - Níveis codificados (reais) do planejamento experimental 2^2 com triplicata no ponto central utilizado para produção do *biochar*..... 75
Tabela 2 - Caracterização dos *biochars* do caroço de açaí 80
Tabela 3 - Respostas dos parâmetros pH e turbidez após filtração para os experimentos realizados 87
Tabela 4 - Coeficiente de regressão do planejamento fatorial da filtração com *biochar* do caroço de açaí 88

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO III
CAPÍTULO DE LIVRO

Figura 1- *Biochar* obtido da microalga *Chlorella fusca* LEB 111 (a) e microscopia eletrônica de varredura (MEV) do *biochar* microalgal sob aumento de 200x (b) (Dados não publicados). 52

ARTIGO

Figura 1 - Sistema de filtração composto por leito filtrante do *biochar* do caroço de açaí 77
Figura 2 - Micrografias dos *biochars* do caroço de açaí ampliados 200x. 83
Figura 3 - Difratogramas de raio-X dos *biochars* do caroço de açaí 84
Figura 4 - FT-IR dos *biochars* do caroço de açaí 86
Figura 5 - Comparação entre a água bruta (a) e a água filtrada por *biochar* do caroço de açaí produzido a 600 °C e 120 min (b)..... 89

SUMÁRIO

CAPÍTULO I **16**
RESUMO **18**
ABSTRACT **20**
1 INTRODUÇÃO **22**
2 OBJETIVOS **24**
2.1 OBJETIVO GERAL 24
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 24

CAPÍTULO II **26**
3 REVISÃO DA LITERATURA **28**
3.1 ÁGUA 28
3.2 AÇAÍ DO BAILIQUE 29
3.3 CAROÇO DE AÇAÍ 30
3.4 PIRÓLISE 32
3.5 BIOCHAR 33

CAPÍTULO III **38**
4 DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO **40**
CAPÍTULO DE LIVRO: **42**
***BIOCHAR* MICROALGAL: UM ADSORVENTE SUSTENTÁVEL** **42**
RESUMO **43**
1 INTRODUÇÃO **45**
2 MICROALGAS **46**
3 PIRÓLISE **47**
3.1 TEMPERATURA 50
3.2 TAXA DE AQUECIMENTO 51
3.3 TEMPO DE RESIDÊNCIA 52
4 BIOCHAR **52**
5 APLICAÇÕES DE *BIOCHAR* MICROALGAL **54**
5.1 FERTILIZANTES 54
5.2 REMOÇÃO DE CONTAMINANTES 55
5.3 SUPORTE CATALÍTICO 56
6 *BIOCHAR* NO CONTEXTO DE BIORREFINARIA **58**
7 PRODUÇÃO DO *BIOCHAR* MICROALGAL **59**
8 CONCLUSÃO **62**
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **63**

ARTIGO
DESENVOLVIMENTO DE *BIOCHAR* DE CAROÇO DE AÇAI DA REGIÃO AMAZÔNICA E APLICAÇÃO COMO LEITO FILTRANTE **70**
RESUMO **72**
1 INTRODUÇÃO **73**
2 MATERIAL E MÉTODOS **74**
2.1 MATÉRIA-PRIMA 74
2.1.1 Caracterização do caroço de açaí **74**
2.2 PRODUÇÃO DO *BIOCHAR* DE CAROÇO DE AÇAÍ 74
2.2.1 Caracterização do *biochar* **75**

2.3 DESENVOLVIMENTO DO FILTRO 76
2.4 COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA 76
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA 78
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 78
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO BIOCHAR DO CAROÇO DE AÇAÍ 78
3.2 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) 81
3.3 DIFRATOGRAMA DE RAIO-X (DRX) 82
3.4 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FT-IR) 84
3.5 ANÁLISE DA ÁGUA 85
4 CONCLUSÃO 90
5 AGRADECIMENTOS 91
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 91

CAPÍTULO IV 97
5 CONCLUSÃO GERAL 99

CAPÍTULO V 101
6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 103
7 RESÍDUOS GERADOS E DESTINO 103

CAPÍTULO VI 105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 107

CAPÍTULO I

RESUMO

O crescente desenvolvimento populacional e a insuficiente consciência ambiental geram diversos impactos socioambientais, como a contaminação da água e a geração de resíduos sem destinação correta. A disponibilidade de água segura e de qualidade é fundamental para o bem-estar humano e seu desenvolvimento, além de ser um dos instrumentos mais eficientes na promoção da saúde. Outra problemática ambiental é a geração de resíduos, na região norte do Brasil, existem cerca de 3.000 estabelecimentos ligados ao processamento e comercialização do açaí. No entanto, apenas 17% da matéria-prima é aproveitada, o resíduo gerado é comumente descartado nas áreas próximas aos locais de produção, maximizando a contaminação dessas áreas e gerando riscos à saúde da população local. Logo, é importante a responsabilidade social com os aspectos ambientais expostos. Neste contexto, surge o *biochar,* um produto rico em carbono e que pode ser obtido a partir de biomassa lignocelulósica, como o açaí, ou por biomassa não lignocelulósica, como as microalgas. Portanto, o objetivo desta dissertação foi, primeiramente, analisar o estado da arte por meio do levantamento dos parâmetros que influenciam a produção do *biochar* obtido de biomassa de microalgas e potenciais aplicações. Posteriormente, foi desenvolvido *biochar* do caroço de açaí e aplicado como leito filtrante para tratamento de água. O *biochar* foi produzido por pirólise lenta, realizada à taxa de aquecimento de 20 °C.min^{-1}, a 300 °C, 450 °C e 600 °C, com variação do tempo de residência em 30 min, 75 min e 120 min. A matéria-prima foi caracterizada quanto ao teor de cinzas, umidade e densidade. Os *biochars* foram caracterizados quanto a morfologia, presença de grupos funcionais, padrões de difração, análises de cinzas, umidade, densidade e rendimento. A eficiência de filtração foi determinada por meio das análises dos parâmetros de turbidez e pH da água bruta após passagem pelo leito filtrante de *biochar* do caroço de açaí. A revisão realizada mostrou que o *biochar* apresenta características atrativas para o tratamento de água, principalmente, devido ao seu alto potencial de adsorção. Este aspecto é caracterizado pela grande área superficial e presença de grupos funcionais de superfície, como grupos carboxílicos e fenólicos, que determinam propriedades de carga superficial e redox do *biochar*, assim como desempenham papel importante na retenção de cátions e ânions em ambientes aquosos. A partir do resultado do artigo de pesquisa foi possível observar que a redução da temperatura resultou no acréscimo do rendimento, a 300 °C foi de 53,6% enquanto a 600 °C foi de 25,7%. Também, foi possível observar que o aumento da temperatura de pirólise gerou uma estrutura mais porosa e com maior concentração de cinzas, 6,08% a 600 °C e 120 min e 2,7% a 300 °C e 120 min. O *biochar* do caroço de açaí produzido a 600 °C e 120 min apresentou eficiência de retenção de partículas do meio aquoso de 64,9%, podendo ser aplicado como uma etapa de tratamento de água. Este trabalho, portanto, demonstrou a viabilidade da valorização do resíduo da cadeia produtiva do açaí como adsorvente na remoção de turbidez da água.

Palavras-chave: Adsorvente. *Biochar*. Microalgas. Resíduo Agroindustrial. Turbidez

ABSTRACT

USE OF AÇAÍ SEED AS A FILTERING BED IN WATER TREATMENT

The growing population development and insufficient environmental awareness generate several social and environmental impacts, such as water contamination and waste generation without proper disposal. The availability of safe and quality water is fundamental for human well-being and its development and is one of the most efficient instruments in promoting health. Another environmental issue is the generation of waste, in the northern region of Brazil, there are about 3,000 establishments linked to the processing and marketing of açaí. However, only 17% of the raw material is used, the waste generated is commonly discarded in areas close to production sites, maximizing the contamination of these areas and generating health risks for the local population. Therefore, social responsibility with the environmental aspects exposed is important. In this context, biochar appears, a carbon-rich product that can be obtained from lignocellulosic biomass, such as açaí, or non-lignocellulosic biomass, such as microalgae. Therefore, the objective of this dissertation was, firstly, to analyze the state of the art through the survey of the parameters that influence the production of biochar obtained from microalgae biomass and potential applications. Subsequently, a filter for water treatment was developed using the biochar obtained from the açaí seed as a filter bed. Biochar was produced by slow pyrolysis, carried out at a heating rate of 20 °C.min^{-1}, at 300 °C, 450 °C and 600 °C, with a variation of residence time of 30 min, 75 min and 120 min. The raw material was characterized in terms of ash content, moisture and density. Biochars were characterized for morphology, presence of functional groups, diffraction patterns, ash analysis, moisture, density and yield. The filtration efficiency was determined by analyzing the turbidity and pH parameters of the raw water after passing through the filtering bed of açaí seed biochar. The review carried out showed that biochar has attractive characteristics for water treatment, mainly due to its high adsorption potential. This aspect is characterized by the large surface area and the presence of surface functional groups, such as carboxylic and phenolic groups, which determine the surface charge and redox properties of the biochar, as well as play an important role in the retention of cations and anions in aqueous environments. From the result of the research article it was possible to observe that the reduction in temperature resulted in an increase in yield, at 300 °C it was 53.6% while at 600 °C it was 25.7%. It was also possible to observe that the increase in temperature generated a more porous structure with a higher concentration of ash, 6.08% at 600 °C and 120 min and 2.7% at 300 °C and 120 min. Biochar from açaí seed produced at 600 °C and 120 min showed an efficiency of particle retention in the aqueous medium of 64.9%, which can be applied as a water treatment step. This work, therefore, demonstrated the feasibility of valuing the residue of the açaí production chain as an adsorbent in the removal of turbidity from the water.

Keywords: Adsorbent. Agro-industrial waste. Biochar. Microalgae. Turbidity

1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água de qualidade é fundamental para o bem-estar humano e seu desenvolvimento. Segundo a Agência Nacional de Águas, o Brasil dispõe de aproximadamente 12% da água doce do planeta. Entretanto, a distribuição natural desse recurso é desigual. A região Norte possuí 5% da população brasileira e retém cerca de 80% do total de água doce disponível no país. Contudo, as regiões próximas ao Oceano Atlântico possuem mais de 45% da população e detém menos de 3% dos recursos hídricos do país (BRASIL, 2021).

Além deste recurso natural no Brasil ser distribuído desigualmente, também é facilmente exposto a contaminantes. A presença de turbidez na água é indicativa de material particulado que fornece nutrientes para proliferação de patógenos. Sendo assim, a redução dessas partículas é essencial (CHAUKURA et al., 2020). Dessa forma, a Portaria nº 888, do Ministério da Saúde, definiu o valor máximo permitido em 5 unidades de turbidez nefelométrica (NTU) para turbidez em água potável (BRASIL, 2021). Os métodos mais aplicados para tratamento da água são cloração, filtração, fervura e sistemas combinados de coagulação e desinfecção (PÉREZ-VIDAL et al., 2019).

Outra problemática social está relacionada a geração de resíduos provenientes do beneficiamento do açaí. Na região amazônica, a agroindústria do açaí representa 93% da produção extrativista vegetal não madeireira do Brasil (BARBOSA et al., 2019). Em Belém, no estado do Pará, existem cerca de 3.000 estabelecimentos ligados ao processamento e comercialização do açaí (*Euterpe oleracea* Mart.). A demanda diária é aproximadamente 440 toneladas do fruto *in natura*, porém, apenas 17% do fruto é aproveitado. O resíduo gerado, aproximadamente 365 toneladas de caroço de açaí, é descartado na maioria das vezes de forma inadequada, constituindo, portanto, um passivo ambiental (BENTES, 2017). Por se tratar de uma *commodity* de consumo valorizado, no mercado nacional e internacional, torna-se necessário à valoração dos seus resíduos (ALMEIDA et al., 2017).

O *biochar* surge como alternativa diante da necessidade de criar diferentes estratégias para enfrentar os desafios da qualidade da água e da geração de resíduos. Este é caracterizado por ser material adsorvente rico em carbono, produzido a partir da matéria orgânica pirolisada em condições limitadas de oxigênio (MENDONÇA, 2019). O *biochar* pode ser utilizado para melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de ser muito aplicado na remediação de contaminantes orgânicos e inorgânicos da água, como corantes, metais e pesticidas (GLAB, GONDEK, MIERZWA–HERSZTEK, 2021; VIEIRA et al., 2021; WANG; ZHANG, 2020). Kumar et al. (2021) investigaram a aplicação de *biochar*

de resíduos de cascas da maçã na remoção de fenol e clorofenóis tóxicos (4-CPh e 2,4-DCPh) do meio aquoso contaminado. Os autores obtiveram remoção máxima de fenol, 4-CPh e 2,4-DCPh de 102,71 mg g^{-1}, 172,24 mg g^{-1} e 226,55 mg g^{-1}, respectivamente. Sato et al. (2020) aplicaram o *biochar* do caroço de açaí na correção da acidez e fertilidade do solo. O caroço de açaí, por possuir elevada concentração de carbono em sua composição, apresenta grande potencial para produção de *biochar* (SATO et al., 2019).

Diante do exposto, este estudo teve como objetivo (1) realizar o levantamento bibliográfico das aplicações de *biochars* obtidos de biomassa não lignocelulósica (microalgas), como também relatar os parâmetros de pirólise que afetam sua produção; (2) desenvolver e aplicar *biochar* do caroço de açaí como leito filtrante para remoção de turbidez da água.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar o estado da arte da produção e potenciais aplicações do *biochar* de biomassa microalgal, bem como produzir e aplicar *biochar* do caroço de açaí no tratamento de água.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar o levantamento bibliográfico das aplicações de *biochars* obtidos de biomassa não lignocelulósica (microalgas), como também relatar os parâmetros de pirólise que afetam sua produção;
- Determinar as condições de processo (temperatura e tempo de residência) de produção de *biochar* de caroço de açaí;
- Avaliar eficiência do leito filtrante composto por *biochar* do caroço de açaí na remoção de turbidez da água;
- Contribuir com o processo de tratamento de água doce e consequente valorização do resíduo gerado na cadeia produtiva do açaí.

CAPÍTULO II

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 ÁGUA

A água é um elemento essencial para a vida, utilizada para o consumo, irrigação agrícola, abastecimento público e industrial, produção de energia elétrica e atividades de lazer (BORBA et al., 2018). No planeta terra, a água potável representa apenas 2,5% da água total disponível. Porém, com o aumento crescimento populacional e consequente industrialização, falta de tratamento de esgoto domésticos e industriais (principalmente corantes, metais pesados e compostos orgânicos), vários contaminantes têm sido descartados nos corpos hídricos. Estes poluentes são responsáveis pela contaminação deste recurso, afetando a população como um todo (HOTT et al., 2021; LI et al., 2019).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) propuseram Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) a serem cumpridos até 2030. Os ODS incluem várias metas que visam reduzir progressivamente as desigualdades sociais, como o objetivo 6.1, que visa alcançar o acesso universal e equitativo a água potável para todos. Bem como o objetivo 6.a que tem como meta a expansão da cooperação internacional, com apoio à capacitação para o desenvolvimento de países com atividades relacionadas à água e saneamento. Estas atividades incluem a coleta de água, a dessalinização, o tratamento de águas residuais, tecnologias de reciclagem e reutilização (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2019).

A região semiárida do Brasil corresponde a uma área de 10% do território nacional, sendo que o Nordeste (uma das regiões semiáridas mais populosas do planeta) detém 21 milhões de habitantes. No entanto, 51,4% da população vive em zona rural, onde o abastecimento de água durante os períodos de seca ocorre, principalmente, pela água de poços, uma vez que os recursos hídricos superficiais se encontram indisponíveis ou com uma qualidade imprópria para consumo humano (AMARAL, MACHADO, NAVONI, 2020).

Dessa forma, o investimento em infraestrutura nos países em desenvolvimento, como o Brasil, é essencial para o acesso universal ao saneamento básico e água potável. A disponibilidade desses recursos previne a disseminação de doenças transmitidas pela água e mitiga seus efeitos adversos. É sabido que as doenças veiculadas pela água, como diarreia infecciosa e hepatite A, são responsáveis por muitas mortes em todo o mundo, especialmente entre a população desfavorecida e crianças. Dessa forma, a avaliação da qualidade do suprimento de água potável pode determinar a saúde de uma população (FERREIRA et al., 2021; SINGH; KAUSHIK; MUKHERJI, 2017).

Quando se deseja avaliar a qualidade da água, um dos parâmetros utilizados é a turbidez, pois indica a presença de sólidos suspensos no líquido (KAETZL et al., 2018). Portanto, vários métodos têm sido estudados para tratamento de água, como coagulação (GE et al., 2020), membrana de troca iônica (LOPES et al., 2020), adsorção (HOTT et al., 2021; SUI et al., 2021) e filtração (KAETZL et al., 2018). Entre estes métodos, a adsorção e a filtração têm sido amplamente utilizadas por serem considerados simples, de baixo custo e altamente eficientes (HOTT et al., 2021; KAETZL et al., 2018).

Independentemente do método aplicado, a qualidade da água destinada ao consumo humano deve atender a padrões de qualidade e de potabilidade. Assim, garantindo que suas características físicas, químicas e biológicas estejam dentro dos padrões recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS). No Brasil, os padrões de potabilidade são definidos pela Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021).

3.2 AÇAÍ DO BAILIQUE

O açaí cultivado no Arquipélago do Bailique, distrito do município de Macapá - AP, próximo a foz do rio Amazonas com o Oceano Atlântico e a 185 km da capital do estado do Amapá, é uma alternativa à exploração predatória. O Arquipélago do Bailique tem o certificado FSC (*Forest Stewardship Council*) para a polpa *in natura* de açaí e por ser o único manejo florestal comunitário de açaizais no mundo. Este certificado confere ao fruto elevada perspectiva econômica, uma vez que os produtores agroextrativistas têm o compromisso de promover ações em defesa do meio ambiente, desenvolvendo o manejo do açaí conforme exigências internacionais de qualidade, sem degradação do espaço e com a garantia do reflorestamento (TORRINHA, 2020). Além da certificação FSC, o açaí do Bailique possui certificação de produto vegano (SVB), selo que garante ausência de exploração e compostos de origem animal em sua composição e selo Amapá (Produto do Meio do Mundo), que identifica e promove a valorização dos bens fabricados no Amapá, especialmente os produzidos com incentivo da Zona Verde Franca, fortalecendo ambiental, social, cultural e economicamente cada região (AMAZONBAI, 2020).

Com o propósito de capacitar os produtores extrativistas e estudantes do curso técnico em Alimentos da Agrobiodiversidade para técnicas de manejo, com vistas ao desenvolvimento sustentável, foi desenvolvido o projeto “CVT’s das Agrobiodiversidades Bailique – Rio Grande pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG) em conjunto com o Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM), a Associação das Comunidades

Tradicionais do Bailique (ACTB) e a Oficina Escola de Lutheria da Amazônia (OELA). Este projeto é financiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI) e consiste na criação de dois Centros de Vocação Tecnológica (CVT), um no Arquipélago do Bailique, norte do Brasil, e outro na cidade de Rio Grande, no sul do Brasil. Os Centros de Vocação também buscam suprir demandas de água, de atividades de processamento de açaí e disponibilizar infraestrutura necessária para o desenvolvimento sustentável da região (BRASIL, 2020).

O projeto "CVT's das Agrobiodiversidades Bailique também aborda pesquisas e desenvolvimento de superalimentos e materiais sustentáveis a partir do açaí. A equipe de pesquisadores do laboratório de Engenharia Bioquímica, localizado na Escola de Química e Alimentos da FURG, realiza estudos com o açaí. Lucas, Zambiazi e Costa (2018) avaliaram o teor de biocompostos e as características físicas da polpa de açaí seca por diferentes métodos, a fim de determinar o método de secagem mais adequado. Silva et al. (2019) aplicaram substâncias bioativas extraídas do fruto açaí na formulação de sensores de pH para embalagens inteligentes. Como também o presente estudo aplicou o caroço de açaí como leito filtrante no tratamento de água. Estes estudos, portanto, colaboram com a valorização circular do açaí.

3.3 CAROÇO DO AÇAÍ

O açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) é nativo da região amazônica com grande potencial nutricional, tecnológico e econômico. Um fruto com altas concentrações de antocianinas e compostos fenólicos com elevada atividade antioxidante (TONON; BRABET; HUBINGER, 2010). O Brasil é considerado o país que mais produz, consome e exporta açaí. Com o crescimento do mercado o fruto atingiu alguns países, como Estados Unidos, Japão e China. O açaí é utilizado na produção de geleias, licor, xarope, sorvetes e polpa congelada (SILVA; BARROS; NASCIMENTO, 2018).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021), 222.706 t de açaí foram produzidas no Brasil em 2019. Entretanto, o processamento do açaí tem como resíduo o caroço, que representa 87 % do peso bruto do fruto (SOUSA et al., 2018). O caroço de açaí é composto por 46 % de carbono, 7 % de hidrogênio, 38 % de oxigênio, 8 % de nitrogênio e 0,1 % de enxofre (SATO et al., 2020), é uma semente oleaginosa formada por um pequeno endosperma sólido ligado a um tegumento, que na sua fase madura é rico em celulose (53,2 %), hemicelulose (12,3 %) e lignina (22,3 %) (RODRÍGUEZ-ZÚÑIGA et al., 2008).

Segundo a Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010, instituída pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, especificamente no Artigo 3, as pessoas que geram resíduos sólidos por meio de suas atividades são responsáveis pela destinação adequada dos seus rejeitos, com o intuito de reduzir o volume gerado e os impactos causados à saúde humana e ao meio ambiente. Além do Art. 3, tem-se o Art. 18, que discorre sobre a gestão integrada e o manejo de resíduos sólidos, em que são necessárias ações específicas visando à utilização racional dos recursos ambientais, combatendo o desperdício, minimizando assim a geração destes resíduos (BRASIL, 2019). Os resíduos gerados no processamento do açaí são totalmente dependentes do sistema produtivo, quanto mais se incentiva a produção da polpa e consumo do fruto, maior será a geração do caroço. Por isso, torna-se essencial o conhecimento de quanto é produzido, para formulação e execução das políticas para uma produção sustentável (RIBEIRO, 2017).

Logo, por ser uma *commodity* de consumo valorizado no mercado nacional e internacional, torna-se necessário à valoração dos resíduos do beneficiamento do açaí (ALMEIDA et al., 2017). Pessôa et al. (2019) utilizaram esta matéria-prima como biomassa em um gaseificador para a produção de energia e *biochar*. A energia gerada na gaseificação do resíduo do açaí foi quantificada em 26 kWe. Os autores utilizaram o *biochar* de açaí ativado com hidróxido de sódio na adsorção de água residual têxtil bruta. Como resultado obtiveram redução geral da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 84,6 %, demanda química de oxigênio (DQO) de 683,7 para 350 mg L^{-1} O_2, e capacidade máxima de adsorção do azul de metileno de 93,2 mg g^{-1}. A velocidade de adsorção foi 14 vezes superior quando comparada ao *biochar* de casca de dendê e 5 vezes superior ao *biochar* de madeira. A eficiência de remoção foi 99 %, tornando o *biochar* uma alternativa eficaz no tratamento de efluentes têxteis por adsorção.

Sato et al. (2020) obtiveram melhora das propriedades químicas do solo após 270 d da aplicação do *biochar* do caroço de açaí (60 g kg^{-1}). Em solo franco-arenoso os autores relataram acréscimo nos níveis de fósforo disponível (15,53 para 30,99 mg dm^{-3}), potássio (0,42 para 0,69 cmol dm^{-3}), magnésio (0,40 para 1,85 cmol dm^{-3}) e decréscimo no alumínio (0,62 para 0,30 cmol dm^{-3}). Para o solo argiloso, obtiveram acréscimo nos níveis de fósforo disponível (1,26 para 4,67 mg dm^{-3}), potássio (0,73 para 1,31 cmol dm^{-3}), magnésio (1,30 para 2,23 cmol dm^{-3}), e decréscimo no alumínio (0,22 para 0,10 cmol dm^{-3}). A adição de *biochar* também melhorou a qualidade física do solo, principalmente por meio do aumento da macroporosidade e melhoria da agregação do solo.

Estes estudos apresentados são, portanto, exemplos de alternativas possíveis e promissoras para uma economia circular do fruto do açaí, apoiando a produção de forma sustentável.

3.4 PIRÓLISE

A pirólise é a conversão termoquímica da biomassa em produtos como gás de síntese, bio-óleo e *biochar* (BARDESTANI; KALIAGUINE, 2018). A pirólise é considerada um dos processos mais eficientes quando se deseja reservar energia e carbono orgânico na forma de carvão a partir de materiais ricos em carbono. Temperaturas mais baixas e maior tempo de residência são indicados quando se deseja produzir *biochar* com alto rendimento (TRIPATHI; SAHU; GANESAN, 2016).

As reações acontecem com supressão de oxigênio e, na maioria das vezes, ocorrem a temperaturas moderadas, de 350 °C a 800 °C. Com base nos parâmetros temperatura, pressão, taxa de aquecimento e catalisador a pirólise pode ser dividida em pirólise lenta, rápida, *flash*, assistida por micro-ondas e catalítica (GUEDES; LUNA; TORRES, 2018). A pirólise lenta ocorre entre 400 °C e 600 °C, o tempo de residência é longo, 5 min a 12 h, e a taxa de aquecimento é baixa. Devido ao elevado rendimento obtido, de 30 % a 60 %, a pirólise lenta é o processo mais aplicado para a produção de *biochar* (LI et al., 2020a). A diferença entre a pirólise lenta e rápida é o tempo de residência. Na pirólise rápida o tempo é inferior a 10 s. Este processo é destacado como mais adequado quando se pretende obter altos rendimentos de bio-óleo (ZHOU et al., 2021).

Na pirólise, a decomposição da biomassa lignocelulósica (celulose, hemicelulose e lignina) normalmente ocorre durante o processo de decomposição primária (200 °C a 500 °C). A biomassa é convertida em *biochar* por reações intramoleculares e intermoleculares. Na pirólise ocorre a conversão inicial da celulose em intermediários amorfos da celulose, que são então convertidos em carboidratos irregulares antes de se converterem em carbono aromático (produto final). Com o aumento da temperatura, os componentes da hemicelulose são transformados em substâncias lisas porosas, levando à redução nos grupos funcionais, como grupos hidroxila e metoxi. Após a reação primária ocorrem as reações secundárias do *biochar*, como craqueamento e polimerização (LI et al., 2020a).

As propriedades do *biochar* são afetadas significativamente pela temperatura de pirólise, como pode ser observado nos estudos a seguir. A capacidade de adsorção dos íons Pb^{2+} por *biochar* derivado do esterco de galinha no estudo realizado por Cuixia et al. (2020) foi

elevada com o aumento da temperatura de pirólise. Os autores obtiveram adsorção de 180,2 mg g^{-1} a 200 °C, 200,8 mg g^{-1} a 400 °C, 239,6 mg g^{-1} a 600 °C e 242,6 mg g^{-1} a 800 °C com taxas de remoção de Pb^{2+} de 77,8%, 82,1%, 100% e 100%, respectivamente. A adsorção de Pb^{2+} ocorreu por mecanismos de troca iônica e precipitação superficial.

O rendimento do biochar de casca de palmiste reduziu em 12,4% com o aumento da temperatura de 400 °C para 500 °C. Em temperatura de pirólise de 400 °C e aumento no tempo de residência de 30 min para 75 min, o rendimento do *biochar* reduziu 13,3%. Para temperatura de 500 °C, o rendimento de *biochar* reduziu em 5,2%, devido à liberação de material volátil. Portanto, o rendimento diminuiu à medida que a temperatura e o tempo de residência aumentaram. O aumento da temperatura de pirólise elevou o pH do *biochar* produzido devido ao aumento no teor de cinzas, como também teve impacto significativo na redução da relação H/C e O/C devido a desoxigenação e desidratação. Em comparação com o tempo de residência, a temperatura de pirólise teve maior impacto sobre o material volátil e o teor fixo de carbono, isso devido à reação de desvolatilização gerar mais carbono (MOHD et al., 2019).

Yoo et al. (2021) produziram *biochar* do bagaço do malte a 300 °C, 500 °C e 700 °C por 2 h. Os autores relataram que o rendimento diminuiu com o aumento das temperaturas de pirólise, a 300 ℃ (52,40%), 500 ℃ (27,30%) e 700 ℃ (24,19%). As concentrações de sais alcalinos aumentaram com a elevação da temperatura, o que ocasionou o aumento do pH do *biochar* a 300 °C (6,02), 500 °C (7,10) e 700 °C (7,82).

Zhang et al. (2019) produziram *biochar* de esterco bovino por pirólise lenta (taxa de aquecimento de 20 °C min^{-1} por 1 h a 300 °C, 500 °C e 700 °C). Os autores relataram que a taxa de remoção de tetraciclina por *biochar* produzido a 700 °C foi significativamente maior do que o produzido a 300 °C e 500 °C. O *biochar* obtido a 700 °C apresentou maior teor de cinzas (51,6%) e pH (10,83), maior área superficial específica (31,2 m^2 g^{-1}) e maior volume total dos poros (0,023430 cm^3 g^{-1}). O volume do microporo do *biochar* a 700 °C (0,004945 m^3 g^{-1}) foi 8,72 vezes superior ao volume do *biochar* a 500 °C (0,000567 m^3 g^{-1}), enquanto nenhum microporo foi detectado no *biochar* a 300 °C. Os autores observaram que a elevação da temperatura de pirólise resultou no aumento da área superficial específica do *biochar* e teve melhor distribuição dos poros, melhorando, portanto, a adsorção e remoção do antibiótico presente na água.

3.5 *BIOCHAR*

O *biochar* é um produto rico em carbono e pode ser obtido a partir de diversas biomassas, como resíduos de tamareira (SIZIRICI et al., 2021), palha de arroz (ISLAM et al., 2021), caroço de açaí (PESSÔA et al., 2019; SATO et al., 2020) e bagaço de cana-de-açúcar (LYU et al., 2018). O *biochar*, portanto, possui baixo custo devido à abundância de matérias-primas disponíveis para sua produção (WANG; ZHANG, 2020). Estudos de aplicações e condições de pirólise, como temperatura e tempo de residência, são apresentados na Tabela 1.

Os principais parâmetros operacionais que moldam a estrutura física do *biochar* são o pré-tratamento da biomassa, a temperatura, a taxa de aquecimento, o tipo de reator, a taxa de fluxo do gás de arraste/purga, o tempo de residência e a pressão (ZHANG et al., 2018). A decomposição térmica da matéria orgânica no *biochar* começa em temperatura superior a 120 °C, mais especificamente, hemicelulose (200 °C a 260 °C), celulose (240 °C a 350 °C) e lignina (280 °C a 500 °C). As proporções desses componentes durante o processo de pirólise impactam os graus de reatividade e modificação da estrutura física do *biochar* (KAZEMI et al., 2020).

A biomassa vegetal com alto teor de lignina produz *biochar* com estrutura macroporosa, enquanto a biomassa vegetal com alto teor de celulose proporciona o desenvolvimento de uma estrutura microporosa (TRIPATHI; SAHU; GANESAN, 2016). Geralmente, o *biochar* produzido a partir de biomassa vegetal apresenta maior recalcitrância por ter elevado teor de carbono, enquanto os obtidos a partir da biomassa animal apresentam maior teor de cinzas (CANTRELL et al., 2012). O *biochar* contém macro e micronutrientes, como sódio, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro e possui estrutura porosa com elevada área superficial (SUN et al., 2020).

Rêgo Filho et al. (2018) utilizaram *biochar* proveniente do caroço de açaí como meio filtrante e obtiveram remoção de 99,2 % de ferro total de águas subterrâneas. Chen et al. (2011) produziram *biochar* de palha de milho e relataram adsorção de 12,5 mg g^{-1} de cobre e 11,0 mg g^{-1} de zinco de solução aquosa. Chi et al. (2017) utilizaram *biochar* de palha de milho e reportaram remoção de 99,2 % de cádmio e 98,6 % de chumbo de soluções aquosas. Dependendo da matéria-prima do *biochar*, o metal pesado pode ser removido por diferentes mecanismos, como interações eletrostáticas, complexação, precipitação e sorção física (INYANG et al., 2016).

Queiroz et al. (2020) utilizaram o caroço de açaí como matéria-prima para produção de *biochar* com a finalidade de encontrar um destino para o grande volume do resíduo gerado durante o processamento do fruto, agregando valor a esse resíduo. O *biochar* foi produzido a 600 °C durante 1 h à taxa de aquecimento de 10 °C min^{-1} e foi utilizado na remoção de metais pesados da água. Os resultados obtidos apresentaram remoção de 86 % para chumbo, 69 % para

ferro e 8 % para magnésio, durante 1 h de contato, apresentando resultados superiores ao carvão ativado comercial.

Dias et al. (2019) caracterizaram e avaliaram a capacidade de adsorção de cádmio e cobre em meio aquoso a partir de *biochar* de caroço de açaí. O *biochar* foi produzido por pirólise lenta em quatro temperaturas (400, 500, 600 e 700 °C) durante 1 h. O aumento da temperatura de pirólise de 400 °C para 700 °C resultou em diminuição de rendimento de 25,4 % para 20,9 %. O aumento da temperatura (700 °C) contribuiu para maior adsorção de cádmio e cobre, uma vez que houve o aumento do pH o qual influenciou diretamente o processo de adsorção de metais pesados.

Tabela 1 - *Biochars*: condições de pirólise e aplicações

Matéria-prima *Biochar*	**Temperatura**	**Tempo**	**Taxa de aquecimento**	**Aplicação**	**Adsorção/Remoção**	**Referências**
Bagaço da cana-de-açúcar	600 °C	2 h	-	Remoção de níquel (II)	650 mmol kg^{-1}	(LYU et al., 2018)
Alfafa	650 °C	2 h	10 ° C min^{-1}	Adsorção de bisfenol A	38 mg g^{-1}	(CHOI; KAN, 2019)
Alfafa	650 °C	2 h	10 ° C min^{-1}	Adsorção de sulfametoxazol	88 mg g^{-1}	(CHOI; KAN, 2019)
Folha de óleo de palma	500 °C	2 h	10 °C min^{-1}	Remoção de DQO	41,6 mg g^{-1} (75%)	(LAWAL et al., 2020)
Folha de óleo de palma	500 °C	2 h	10 °C min^{-1}	Remoção de cor	15 Pt-Co g^{-1} (93%)	(LAWAL et al., 2020)
Palha de trigo	550 °C	1,5 h	-	Remoção de 17β-estradiol	2270 μg g^{-1}	(LI et al., 2020b)
Esterco de vaca	700 °C	1,5 h	-	Remoção de 17β-estradiol	3440 μg g^{-1}	(LI et al., 2020b)
Celulose	700 °C	2 h	10 ℃ min^{-1}	Adsorção de sulfametazina	926,1 L kg^{-1}	(WAN et al., 2020)
Xilana	700 °C	2 h	10 ℃ min^{-1}	Adsorção de sulfametazina	1497 L kg^{-1}	(WAN et al., 2020)
Caroço de jujuba	800 °C	2 h	-	Adsorção de chumbo (II)	137,1 mg g^{-1}	(GAO et al., 2020)
Lodo de fábrica de celulose	600 °C	-	15 ° C min^{-1}	Adsorção de chumbo (II)	256,4 mg g^{-1}	(ISLAM et al., 2021)
Palha de arroz	600 °C	-	15 ° C min^{-1}	Adsorção de chumbo (II)	133,3 mg g^{-1}	(ISLAM et al., 2021)

CAPÍTULO III

4 DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

O trabalho foi dividido em duas etapas. A primeira etapa envolveu a escrita de um capítulo de livro, cujo principal objetivo foi avaliar as diferentes aplicações de *biochars* obtidos de biomassa não lignocelulósica (microalgas), como também as condições de pirólise que afetam sua produção. Este capítulo foi submetido em fevereiro de 2021 para compor o livro intitulado "*Biochar and Its Application in Bioremediation"*, da editora Springer Nature.

A segunda etapa consistiu em um artigo científico referente ao desenvolvimento e aplicação de *biochar* do caroço de açaí como leito filtrante para remoção de turbidez da água. Os objetivos deste estudo foram contribuir com o tratamento de água e valorizar o resíduo da cadeia produtiva do fruto, que na maioria das vezes são considerados passivos ambientais por não terem uma destinação correta.

CAPÍTULO DE LIVRO: "*BIOCHAR* MICROALGAL: UM ADSORVENTE SUSTENTÁVEL".

ARTIGO: "DESENVOLVIMENTO DE *BIOCHAR* DE CAROÇO DE AÇAÍ DA REGIÃO AMAZÔNICA E APLICAÇÃO COMO LEITO FILTRANTE".

CAPÍTULO DE LIVRO:

***BIOCHAR* MICROALGAL: UM ADSORVENTE SUSTENTÁVEL**

RESUMO

As microalgas são fonte de biomoléculas e compostos ativos de grande interesse comercial. A biomassa ou ainda o resíduo microalgal podem ser aplicados para a produção de *biochar*. Esse bioadsorvente é desenvolvido a partir da tecnologia de conversão termoquímica, denominada pirólise. Durante a combustão pirolítica, os parâmetros temperatura, taxa de aquecimento e tempo de residência devem ser estabelecidos e rigorosamente controlados visando o desenvolvimento de adsorventes eficientes. O *biochar* de microalgas apresenta potencialidade de aplicação em diversos setores, como fertilização de solos, remoção de contaminantes e suportes catalíticos. O conceito de biorrefinaria torna o *biochar* microalgal uma técnica promissora, sendo importante o desenvolvimento de estudos que englobem sua viabilidade de produção industrial. Neste contexto, essa revisão tem como objetivo descrever as etapas de desenvolvimento de *biochar* proveniente de microalgas, destacando os parâmetros de controle do processo, produção no conceito de biorrefinaria, além de aplicações em diferentes setores.

Palavras-chave: Adsorvente. Biorrefinaria. Fertilizante. Sustentabilidade. Temperatura de pirólise. Tempo de residência.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento econômico, principalmente dos países desenvolvidos, está diretamente relacionado com o aumento da poluição ambiental, podendo acarretar a limitação de recursos naturais. As ações causadas pelo homem tais como o uso excessivo de energias fósseis, crescimento populacional, urbanização e industrialização são fatores determinantes para a evolução dos impactos ambientais. O acréscimo na demanda energética exige o incremento da produção de combustíveis fósseis. Entretanto, dados indicam que as reservas de petróleo irão sofrer uma grande redução nas próximas décadas (BIAN et al., 2019).

Com o provável esgotamento das fontes de combustíveis fósseis, é esperado nos próximos 20 anos, um crescimento anual global aproximado de 6,5% na produção de energias renováveis. Diversos estudos estão voltados para utilização de matérias-primas como fonte de bioenergia. Alguns deles estão relacionados ao bagaço de cana de açúcar (AMOAH et al., 2019), microalgas (TALAGHAT et al., 2020), resíduo de milho (DAVID et al., 2020) e resíduos de peixe (MORAES et al., 2020). A matriz energética renovável deve possuir produção consolidada, possibilitando sua implementação de forma viável no setor industrial (ULLAH et al., 2020).

É necessário a implementação de soluções sustentáveis para diminuir os impactos ambientais, que estão se acumulando há alguns anos. Poluentes como metais pesados (JUSOH et al., 2020), agrotóxicos (SUANON et al., 2020) e fármacos (MA et al., 2018) são descartados incorretamente em quantidades cada vez maiores. Com isso, o desequilíbrio ambiental afeta diretamente animais, plantas, micro-organismos e os seres humanos. Nesse contexto, alternativas biotecnológicas estão sendo estudadas para a preservação desses ecossistemas (DRZEŻDŻON et al., 2018).

As microalgas surgem como matéria-prima promissora no contexto de bioenergia e meio ambiente. Diversos produtos de alto valor agregado e com capacidade energética podem ser gerados devido a diversidade bioquímica destes micro-organismos. O biodiesel de microalgas é promissor para atender a demanda energética, uma vez que estes micro-organismos apresentam alta eficiência fotossintética. Esses micro-organismos apresentam elevada taxa de crescimento e capacidade de converter o dióxido de carbono (CO_2) inorgânico em moléculas complexas de alto valor agregado (BHOWMICK et al., 2019). Além disso, as microalgas consomem os nutrientes presentes

em águas residuais, produzindo biomassa. Assim, além de reduzir os custos de produção, as microalgas atuam na remediação de contaminantes (VO et al., 2020). Para a obtenção de diferentes produtos e/ou aplicações, de modo que o balanço energético seja positivo e economicamente viável, estudos estão focados na exploração das etapas de *upstream* e *downstream* (BHOWMICK et al., 2019).

A pirólise pode ser aplicada no contexto de biorrefinaria de microalgas com o objetivo de reduzir os impactos ao meio ambiente e contribuir na construção de um ambiente sustentável. Nesta técnica de conversão termoquímica são obtidos produtos de alto valor energético, tais como *biochar*, bio-óleo e biogás. O produto sólido da pirólise, *biochar*, é um bioadsorvente que pode ser utilizado em inúmeras aplicações, como biofertilizantes, remoção de contaminantes e suporte catalítico. Além disso, o *biochar* pode ser produzido para geração de energia através da queima da biomassa (YU et al., 2017a).

Diante do exposto, esse capítulo aborda as etapas de desenvolvimento de *biochar* proveniente de microalgas, destacando os parâmetros de controle do processo, produção no conceito de biorrefinaria, além de aplicações em diferentes setores.

2 MICROALGAS

As microalgas são micro-organismos fotossintéticos (1 - 400 μm), capazes de fixar dióxido de carbono (CO_2) atmosférico e produzir biomassa promissora para diversas aplicações (YU et al., 2017b). Esses micro-organismos têm atraído interesse para geração de combustível, devido ao seu crescimento rápido, alta eficiência de fixação de carbono e conteúdo lipídico e de carboidratos (BINDA et al., 2020). Além de biodiesel e bioetanol, a biomassa de microalgas também apresenta potencial como matéria-prima para pirólise na geração de produtos com alta densidade energética, como bio-óleo, gás de síntese e *biochar* (LEE et al., 2020).

A produção de biomassa de microalgas para a conversão em biocombustíveis de terceira geração apresenta diversas vantagens. As microalgas possuem a capacidade de utilizar águas salobras e do mar (BEZERRA et al., 2020), efluentes líquidos (águas residuais), gasosos (gás de combustão) e sólidos (cinzas de combustão) como fonte de nutrientes para seu crescimento (COSTA et al., 2017). Dentre outras vantagens da tecnologia de microalgas, destacam-se o uso de terras não cultiváveis, não competindo com a produção de alimentos; o curto período de colheita; e a possibilidade de manipular

as condições de cultivo para produzir os biocompostos de interesse (COSTA et al., 2017; MORAIS et al., 2020).

Muitas espécies de microalgas são tolerantes a elevadas concentrações de CO_2. Com isso, as microalgas ganham destaque na captura deste gás, quando comparadas às plantas terrestres. O crescimento celular de microalgas pode ser 100 vezes mais rápido que as plantas terrestres (COSTA et al., 2017). Desta forma, as microalgas participam da tecnologia de captura de carbono, podendo combinar biofixação de CO_2 e tratamento de águas residuais, fornecendo matéria-prima renovável e sustentável para a produção de biocombustíveis (MORAIS et al. 2020; YU et al., 2017b).

Além de servir como matéria-prima para a produção de biocombustíveis, as microalgas também podem produzir compostos de alto valor, como pigmentos e ácidos graxos (YU et al., 2017b). A produção de biomassa de microalgas tem aumentado consideravelmente nos últimos anos. Lee et al. (2020) reportam que enquanto a produção anual era de 500 toneladas de biomassa microalgal em 1984, em 2016 a produção anual foi 20.000 toneladas. No entanto, a comercialização de produtos a partir desses micro-organismos continua sendo desafio, principalmente, devido ao custo dos processos de colheita da biomassa. Assim, a produção simultânea de matéria-prima para biocombustíveis e produtos químicos finos em uma biorrefinaria microalgal vem para contribuir na economia dos processos, tornando a comercialização desses produtos economicamente viável (MORAIS et al., 2020; YU et al., 2017). Recentemente, a obtenção de *biochar* a partir da biomassa de microalgas é de particular interesse, uma vez que este bioproduto tem inúmeras oportunidades de aplicação (BINDA et al., 2020).

3 PIRÓLISE

A pirólise é uma tecnologia de conversão termoquímica de biomassas em produtos de valor agregado como bio-óleo, *biochar* e produtos gasosos (biogás). A pirólise também está presente intrinsecamente em outros processos de conversão termoquímica, como gaseificação e combustão (ANCA-COUCE et al., 2020). O processo é composto por dois estágios conhecidos como primário e secundário. Na reação primária acontece a decomposição da matéria-prima. A reação secundária corresponde às reações (craqueamento) obtidas pelos voláteis primários. Elevadas temperaturas e curtos tempos de residência favorecem as reações secundárias e consequentemente a produção de bio-óleo e biogás (CONESA et al., 1998). Durante a pirólise de microalgas, o estágio de

desidratação ocorre até 200 °C. No estágio posterior (200 a 600 °C), tem-se a perda de componentes voláteis (cerca de 60% de perda de peso). No último estágio (600 a 800 ° C), verifica-se a decomposição sólida na qual a perda de peso é mais lenta (SARKAR et al., 2015). A decomposição de proteínas e carboidratos acontece entre 150 e 360 °C e a de lipídios entre 330 e 560 ° C (YANG et al., 2019).

A conversão termoquímica na pirólise é observada em uma ampla faixa de temperatura, no qual o rendimento do produto depende dos parâmetros operacionais. A baixa temperatura e o elevado tempo de residência fornecem ambiente adequado e tempo suficiente para que as reações secundárias se completem. Assim, os vapores produzidos na reação secundária são removidos, maximizando o rendimento de *biochar* formado (TRIPATHI; SAHU; GANESAN, 2016), como pode ser observado na Tabela 1. A pirólise lenta ocorre em baixa temperatura de reação (400 a 500 °C) com taxa de aquecimento de 0,1 a 1°C s^{-1} por longo tempo de residência (5 a 30 min). Por outro lado, a pirólise rápida (850 a 1250 °C), opera com taxa de aquecimento de 10 a 200 °C s^{-1} por curto período (0,5 a 10 s) (TRIPATHI; SAHU; GANESAN, 2016).

As propriedades do *biochar* formado dependem da composição da biomassa, como a existência de contaminantes e teor de umidade (INTANI et al., 2018). A água pode estar presente na biomassa como vapor d'água, água ligada (adsorvida dentro dos poros da biomassa) e água livre. O elevado teor de umidade na biomassa reduz a taxa de aquecimento e aumenta o tempo necessário para atingir a temperatura de pirólise. Portanto, o teor de umidade da biomassa é um fator determinante, tanto no consumo de energia quanto no desempenho da pirólise, não sendo indicada umidade superior a 30% (AKHTAR; AMIN, 2012; TRIPATHI et al., 2016; XIONG, 2013).

Tabela 1 - Rendimento de *Biochar* de microalgas em diferentes condições de pirólise

Microalga	Temperatura	Tempo de residência	Taxa de aquecimento	Rendimento (%)	Referência
Nannochloropsis gaditana	673 K	30 min	20 K min^{-1}	55	Adamczyk e Sajdak (2018)
Nannochloropsis gaditana	873 K	30 min	20 K min^{-1}	44	Adamczyk e Sajdak (2018)
Spirulina platensis	400 °C	30 min	100 °C min^{-1}	40	Jafarian e Tavasoli (2018)
Chlorella	1073 K	30 min	5 K min^{-1}	40	Palumbo et al. (2019)
Chlorella sp.	400 °C	-	20 °C min^{-1}	41	Ashokkumar et al. (2019)
Chlorella sp.	450 °C	60 min	10 °C min^{-1}	45	Amin and Chetpattananondh (2019)
Chlorella vulgaris	300 °C	0 min	15 °C min^{-1}	53	Koçer, Mutlu e Ozçimen (2020)
Chlorella vulgaris	700 °C	30 min	15 °C min^{-1}	18	Koçer, Mutlu e Ozçimen (2020)
Nannochloropsis e *Tetraselmis*	500 °C	-	15 °C min^{-1}	30	Azizi et al. (2020)
Isochrysis galbana	500 °C	-	15 °C min^{-1}	21	Azizi et al. (2020)
Chlorella vulgaris	350 °C	60 min	10 °C min^{-1}	34	Binda et al. (2020)
Spirulina sp.	350 °C	60 min	10 °C min^{-1}	37	Binda et al. (2020)
Nannochloropsis sp.	350 °C	60 min	10 °C min^{-1}	42	Binda et al. (2020)

3.1 TEMPERATURA

A temperatura de pirólise é um parâmetro importante para o rendimento e características do *biochar* (LIU; DENG; SHI, 2020). Este parâmetro pode alterar diretamente a condutividade e propriedades físicas e químicas do *biochar*. Os compostos voláteis são separados com o aumento da temperatura de pirólise, promovendo o desenvolvimento da estrutura porosa das partículas de carbono. A presença de grupos funcionais ricos em oxigênio, como grupo carbonila (C = O), e grupos aromáticos presentes no *biochar* atuam como fortes sítios ativos que aumentam sua capacidade de adsorção (Qi et al., 2020). Altas temperaturas de pirólise resultam no aumento da aromaticidade, área superficial específica, porosidade e redução da polaridade (LI et al., 2020b).

Choi et al. (2020) estudaram a produção de *biochar* de *Spirulina* sp. em diferentes temperaturas de pirólise (350, 550 ou 750 °C) para a remoção do antibiótico tetraciclina. Os autores observaram que o aumento da temperatura resultou na maior aromaticidade, menores relações carbono/hidrogênio (C/H) e carbono/oxigênio (C/O), maior hidrofobicidade e maior área superficial específica. A capacidade de adsorção de tetraciclina variou de 14,9 mg g^{-1} (350 °C) a 132,8 mg g^{-1} (750 °C). Esses resultados demonstraram que o aumento da temperatura de pirólise teve influência positiva na capacidade de adsorção do antibiótico pelo *biochar* de *Spirulina*.

O aumento da temperatura de pirólise resulta na redução do rendimento do *biochar* e aumento no rendimento do bio-óleo e produtos gasosos (TRIPATHI et al., 2016). Adamczyk e Sajdak (2018) realizaram a pirólise da biomassa da microalga *Nannochloropsis gaditana* nas temperaturas de 400, 500 e 600 °C. Os autores obtiveram rendimento de 55% (em peso) a 400 °C e 44% (em peso) a 600 °C. O *biochar* de todos os processos apresentou aproximadamente 70% de cinzas, tornando possível a aplicação como fertilizante devido à ausência de metais pesados. Binda et al. (2020) estudaram diferentes espécies de microalgas, *Chlorella vulgaris* e *Spirulina* sp. (microalgas de água doce) e *Nannochloropsis* sp. (microalga de água salgada). Os autores observaram que em baixa temperatura e baixa taxa de aquecimento, tanto a superfície externa quanto o núcleo interno do material atingiram a mesma temperatura. Assim, a fim de obter um material de *biochar* completamente desenvolvido, realizaram a pirólise lenta, 350 °C por uma hora e taxa de aquecimento de 10 °C min^{-1}, buscando obter máximo rendimento possível.

3.2 TAXA DE AQUECIMENTO

A taxa de aquecimento é uma condição operacional diretamente vinculada ao tempo de residência e temperatura. Quanto maior a taxa de aquecimento, menor será o tempo de reação e maior será o gradiente de temperatura dentro da biomassa. Como resultado tem-se o aumento das taxas de perda de massa devido à elevação rápida na temperatura da amostra. Diferentes taxas de aquecimento podem levar a diferentes regimes de transferência de calor (LAH et al., 2013; LIU et al., 2020). Fernandez et al. (2016) concluíram que aumentar a taxa de aquecimento indica que uma temperatura mais alta será necessária para iniciar o processo de pirólise. Ceylan e Kazan (2015) realizaram a conversão termoquímica das microalgas *Nannochloropsis oculata* e *Tetraselmis* sp. Os autores relataram que, com o aumento das taxas de aquecimento de 5 para 20 °C min^{-1}, as perdas de massa durante a pirólise para ambas as microalgas foram deslocadas para zonas de temperatura mais altas. Além disso, o estudo constatou que ao elevar a taxa de aquecimento, o tempo de residência é reduzido e, as temperaturas, de decomposição inicial e final, se elevam.

Gai et al. (2013) realizaram a pirólise de *Chlorella pyrenoidosa* e *Spirulina platensis* e constataram que o incremento da taxa de aquecimento de 10 a 80 K min^{-1} resultou no deslocamento da perda de massa para a zona de temperatura mais alta. Durante o estágio I (298 a 400 K, desidratação com eliminação de água nas células microalgais e água externa limitada pela tensão superficial), o valor da temperatura correspondente a taxa máxima de perda de massa foi aumentado de 352 para 427 K na biomassa de *Chlorella pyrenoidosa* e de 348 para 419 K na biomassa de *Spirulina platensis*. Durante o estágio II (500 a 750 K, decomposição/despolimerização de substâncias orgânicas de microalgas, incluindo proteínas, carboidratos e lipídios) a temperatura na qual ocorreu a taxa máxima de perda de massa foi aumentada de 552 para 619 K na biomassa de *Chlorella pyrenoidosa* e 568 para 643 K na biomassa de *Spirulina platensis*. Além disso, as temperaturas de decomposição térmica inicial e final em qualquer estágio para as duas microalgas aumentaram gradualmente durante todo o processo de perda de peso. Isso ocorre devido ao tempo de residência da amostra no forno diminuir com o aumento da taxa de aquecimento. Os autores também relataram que a transferência de calor do forno para a amostra é limitada devido à baixa condutividade térmica da biomassa. Assim, o gradiente de temperatura na biomassa torna-se maior em taxas de aquecimento mais altas.

3.3 TEMPO DE RESIDÊNCIA

A pirólise é afetada pelo tempo de residência e a redução deste parâmetro pode inferir no decréscimo ou inibição das reações secundárias e melhoria no rendimento de produtos pirolíticos (WANG et al., 2020). Koçer et al. (2020) investigaram o efeito do tempo de residência de 0, 15 e 30 min, temperaturas de 300, 500 e 700 °C e taxas de aquecimento de 5, 15 e 25 °C min^{-1}, no rendimento de *biochar* obtido de *Chlorella vulgaris*. Os autores obtiveram 53,6% de rendimento máximo de *biochar* com tempo de residência de 0 min, temperatura de 300 °C e taxa de aquecimento de 15 °C min^{-1}. O rendimento mínimo alcançado foi 18,4% com o tempo de residência de 30 min, temperatura de 700 °C e taxa de aquecimento de 15 °C min^{-1}. Portanto, elevar o tempo de residência e a temperatura com a mesma taxa de aquecimento resultou na redução de 35,2% no rendimento de *biochar* de *Chlorella*.

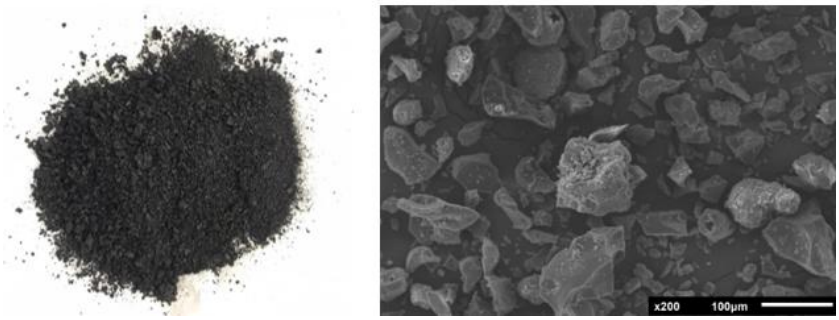
Palumbo et al. (2019) estudaram a pirólise instantânea (1300 a 1600 °C, 3 a 5 s) da microalga *Chlorella* e compararam com a pirólise lenta (800 °C por 30 min). O estudo apresentou rendimento de 40% (em massa) de *biochar* da microalga para pirólise lenta e 34% (em massa) para pirólise instantânea. Além disso, os autores observaram que a pirólise instantânea é um processo limitado de transferência de calor. Nesse processo, é necessário que haja condução interna da radiação para aquecer a partícula como um todo. Dessa forma, o tempo torna-se parâmetro crucial para que o processo de pirólise seja eficientemente concluído. A condução da temperatura necessita de certo tempo para ocorrer. Assim, pode ser que algumas substâncias não possam reagir totalmente antes de passar para o estágio seguinte da pirólise, tornando o processo inadequado (LIU et al., 2020).

4 BIOCHAR

O *biochar* pode ser obtido por conversão termoquímica com limitação de oxigênio a partir de biomassa lignocelulósica como casca e folha de milho (INTANI et al., 2018), alfafa (CHOI; KAN, 2019) e biomassa não lignocelulósica, como biomassa microalgal (ADAMCZYK; SAJDAK, 2018; KOÇER; MUTLU; ÖZÇIMEN, 2020) (Figura 1). O *biochar* é composto por carbono, hidrogênio, enxofre, fósforo, oxigênio e nitrogênio, além de minerais presentes nas cinzas. Grupos funcionais, como grupos carboxílicos e fenólicos, determinam as propriedades de carga superficial e redox no *biochar*. Estes grupos funcionais também desempenham papel importante na retenção de cátions e ânions tanto no solo quanto em

ambientes aquosos. O pH do *biochar*, normalmente alcalino, está relacionado ao teor de cinzas (YUAN et al., 2017).

Figura 1 - *Biochar* obtido da microalga *Chlorella sorokiniana* (a) e microscopia eletrônica de varredura (MEV) do *biochar* microalgal sob aumento de 200x (b) (Dados não publicados).



O *biochar* pode ser aplicado para melhoria da estrutura física do solo, na redução da lixiviação de nutrientes e adsorção de substâncias tóxicas (ZHANG et al., 2020). Além disso, pode ser utilizado no sequestro de carbono, compostagem (INTANI et al., 2018) e como combustível renovável (BIS et al., 2018). O *biochar* também apresenta potencial aplicação no crescimento de bactérias nitrificantes para realizar a nitrificação. Devido à superfície altamente porosa e atuação como transportador biológico, o *biochar* converte a amônia em nitrato para uso como nutriente (SU et al., 2020).

A capacidade redox do *biochar* é dependente das propriedades da matéria-prima e das condições de pirólise (YUAN et al., 2017). As porções fenólicas do *biochar* são os principais grupos responsáveis por sua capacidade de doação de elétrons (EDC). As porções de quinonas e estruturas aromáticas policondensadas são encarregadas por sua capacidade de aceitação de elétrons (EAC). Em conjunto, EDC e EAC, determinam a capacidade de troca de elétrons do *biochar* (CHACÓN et al., 2020).

Jafarian e Tavasoli (2018) investigaram o comportamento catalítico de diferentes metais de transição (Ni, Fe e Ce) suportados no compósito HMS-ZSM5 (suporte que proporciona fácil passagem de reagentes e produtos durante o processo catalítico por conter poros abertos e interconectados). Os autores utilizaram três catalisadores de diferentes metais de transição (Ni/HMS-ZSM5, Fe/HMS-ZSM5 e Ce/HMS-ZSM5) na pirólise de *Spirulina platensis*. A influência da lavagem ácida (HCl 5%) da microalga (remoção de espécies inorgânicas) na obtenção dos produtos de pirólise foi estudada. O rendimento de *biochar* foi menor para a biomassa de *Spirulina* pré-tratada (35% em massa) se comparado com a biomassa

sem tratamento (40% em peso). Para *Spirulina* pré-tratada com os 3 catalisadores foram obtidos rendimentos de 34,0% (em peso) para Ni/HMS-ZSM5, 31,8% (em peso) para Fe/HMS-ZSM5 e 31,8% (em peso) para Ce/HMS-ZSM5. Portanto, o pré-tratamento e a utilização de catalisadores reduzem o rendimento de *biochar* a partir da pirólise da biomassa de *Spirulina platensis*.

A pirólise rápida (500 °C, taxa de aquecimento de 15 °C min^{-1}) da biomassa de três microalgas (*Nannochloropsis*, *Tetraselmis* e *Isochrysis galbana*) liofilizadas resultou no rendimento de *biochar* de 30% para *Nannochloropsis* e *Tetraselmis*. A microalga *Isochrysis galbana* apresentou menor rendimento de *biochar* (21%), devido ao maior teor de voláteis em comparação com as outras microalgas pirolisadas. Além disso, os autores observaram que os teores de oxigênio e hidrogênio do *biochar* foram menores do que os das microalgas liofilizadas. Essa resposta pode ser relacionada às reações de aromatização, descarbonilação, desidratação e descarboxilação. O teor de nitrogênio do *biochar* de microalga é maior do que de outros *biochars*, e está associado ao conteúdo de proteína da microalga, um fator importante, por exemplo, quando se visa aumentar a fertilidade do solo (AZIZI et al., 2020).

5 APLICAÇÕES DE *BIOCHAR* MICROALGAL

5.1 FERTILIZANTES

Os fertilizantes químicos se tornaram insumos comuns na agricultura moderna. O uso intensivo das terras aráveis disponíveis para o cultivo das lavouras ocasiona a perda de nutrientes essenciais para o crescimento ideal das plantas. A dependência excessiva de agroquímicos sintéticos resultou em expressiva degradação ecológica, levando a eutrofização, infertilidade do solo e perda de biodiversidade (FERREIRA et al., 2019).

As microalgas possuem a capacidade de acumular diversos nutrientes, como o fósforo, e com isso, a aplicação direta da biomassa seca apresenta potencial como substituto ao uso de fertilizantes químicos. Entretanto, as microalgas liberam lentamente os nutrientes para o solo, sendo insuficiente para o crescimento de plantas. Tratamentos adicionais para melhorar a eficiência do fertilizante de biomassa microalgal são necessários (CHU et al., 2021).

Assim, o *biochar* proveniente de microalgas se tornou alternativa para o enriquecimento e fertilidade do solo frente aos fertilizantes químicos comumente utilizados. A aplicação de *biochar* pode melhorar a saúde do solo, aumentando a condutividade elétrica, conteúdo de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, melhoria da estrutura do solo e

capacidade de retenção de água. Esses fatores são um dos potenciais efeitos positivos para o uso de *biochar* microalgal como fertilizante (BORNØ et al., 2018).

Binda et el. (2020) caracterizaram o *biochar* derivado da pirólise lenta de três espécies de microalgas (*Chlorella vulgaris*, *Spirulina* sp. e *Nannochloropsis* sp.). Os autores relataram as concentrações elementares em 10,03% de nitrogênio, 26,36 g kg^{-1} de fósforo e 23,26 g kg^{-1} de potássio para o *biochar* de *Chlorella vulgaris*; 10,35% de nitrogênio, 26,97 g kg^{-1} de fósforo e 31,65 g kg^{-1} de potássio para o *biochar* de *Spirulina* sp.; 6,32% de nitrogênio, 19,17 g kg^{-1} de fósforo e 47,95 g kg^{-1} de potássio para o *biochar* de *Nannochloropsis* sp.. Além disso, o estudo analisou os conteúdos de cinzas, sendo 17,74% para o *biochar* de *Chlorella vulgaris,* 20% para o *biochar* de *Spirulina* sp. e 41,27% para o *biochar* de *Nannochloropsis* sp.. Segundo os autores, a concentração relativamente alta de nitrogênio, fósforo, potássio e cinzas encontrada para o *biochar* de microalgas apresenta potencial aplicação para correção e fertilidade do solo.

Desta forma, estudos evidenciam a relevância do *biochar* microalgal para utilização como fertilizantes sustentáveis. Entretanto, percebe-se a necessidade de consolidar e ampliar a pesquisa em termos de aplicações no solo, bem como aprofundar sua substituição aos fertilizantes químicos disponíveis comercialmente.

5.2 REMOÇÃO DE CONTAMINANTES

Em geral, o tratamento convencional de águas residuais consiste na combinação de processos físicos, químicos e/ou biológicos. Outras técnicas classificadas como processos de recuperação estabelecidos e métodos de remoção emergentes podem ser utilizados. Devido a razões econômicas e tecnológicas, a adsorção em carvões ativados foi indicada para a remoção de contaminantes em efluentes em escala industrial (CRIBI; LICHTFOUSE, 2018). No entanto, as aplicações de *biochar* como adsorventes na remoção de poluentes têm sido amplamente discutidas recentemente (OK et al., 2020). Os *biochars* têm mostrado capacidades de adsorção comparáveis às do carvão ativado (INYANG et al., 2016), exigem menos energia para sua produção e são mais baratos. Além disso, a maior área de superfície específica, melhor porosidade e hidrofobicidade tornam os *biochars* adsorventes eficientes para remover diversos contaminantes ambientais (CHABI et al., 2020; OK et al., 2020).

Biochars provenientes de microalgas, obtidos como subproduto da pirólise, podem ser adsorventes econômicos e sustentáveis para remoção de contaminantes. Estudos demonstram que o *biochar* de microalgas é eficiente na adsorção de metais pesados

(BORDOLOI et al., 2017). Uma classe promissora de nanomateriais para o desenvolvimento de novos métodos de detecção de metais pesados são os pontos de carbono opticamente ativos (Cdots) (WARRIER; KHARKAR, 2018). Neste sentido, o estudo desenvolvido por Plácido et al. (2019) demonstrou a capacidade do *biochar* microalgal para produzir Cdots e aplicá-lo como transdutor para detecção de íons de metais pesados em sistemas aquosos. Outras pesquisas também reportam a eficiência do *biochar* derivado de microalgas na remoção de N-amônio e poluentes inorgânicos (OK et al., 2020; PREMARATHNA et al., 2019) e orgânicos (PREMARATHNA et al., 2019; ZHENG et al., 2017).

A tetraciclina é um antibiótico com alta solubilidade e que pode ser facilmente transferido para outros ambientes por meio de matrizes aquosas. Assim, estudos com *biochar* de microalgas como *Chlorella* e *Spirulina* foram investigados para a remoção deste contaminante. Chabi et al. (2020) utilizaram *biochar* de *Chlorella* para separar a tetraciclina de soluções aquosas. O *biochar* microalgal produzido apresentou elevada área de superfície de 126,4 m^2 g^{-1} e volume total de poro de 0,55 cm^3 g^{-1}. A capacidade máxima de adsorção alcançada pelo *biochar* foi 25,94 mg de tetraciclina g^{-1} de *biochar*. Em outro estudo, a avaliação da remoção deste antibiótico foi realizada pelo *biochar* de *Spirulina* pirolisado em diferentes temperaturas. O aumento das temperaturas de pirólise proporcionou maior aromaticidade, hidrofobicidade e área de superfície específica. Além disso, o *biochar* obtido da pirólise a 750 ºC apresentou a maior capacidade de adsorção da tetraciclina (132,8 mg de tetraciclina/ g de *biochar*) (CHOI et al., 2020).

Os estudos comprovam a potencialidade dos *biochars* derivados de microalgas no desenvolvimento de tecnologia inovadora e sustentável para remoção e/ou detecção de contaminantes ambientais. A obtenção de *biochar* microalgal aliada a produção de nanomateriais é uma tecnologia promissora, que pode ser mais explorada. Além disso, a utilização de *biochar* na adsorção/remoção/detecção de poluentes contribui para a valorização da biomassa microalgal ao inseri-la no contexto de uma biorrefinaria. Ao mesmo tempo em que as microalgas utilizam os nutrientes das águas residuais para seu crescimento, esses micro-organismos produzem biomassa para gerar material adsorvente sustentável, como o *biochar*.

5.3 SUPORTE CATALÍTICO

Os catalisadores desempenham papel importante na taxa de reações químicas e na formação do produto (qualidade e rendimento) (ANTO et al., 2021; CHI et al., 2021). Neste sentido, os catalisadores a base de *biochar* têm sido investigados, principalmente, por

envolverem diversas vantagens: podem ser facilmente separados de outras misturas de reagentes; são quimicamente inertes, reutilizáveis, ecologicamente corretos e biodegradáveis; mostram bifuncionalidade por realizar esterificação e transesterificação; constituem estrutura estável; possuem elevada área de superfície; apresentam menor custo, adaptação de grupo funcional, e boa estabilidade térmica e mecânica (CHI et al., 2021). No entanto, as propriedades físico-químicas do *biochar* são dependentes da fonte de biomassa, procedimentos de carbonização e estratégias de ativação e funcionalização (CAO et al., 2017).

A ativação e funcionalização do *biochar* aumenta a área superficial, porosidade e capacidade de conter diversos grupos funcionais, potencializando sua aplicação como catalisador (CAO et al., 2017; CHI et al., 2021). Essa melhoria pode ser alcançada pela formação de nova estrutura porosa interna durante a ativação física ou química. No processo de ativação física, os *biochars* pirolisados são mantidos em vapor e/ou dióxido de carbono (CO_2) a 700 °C. Na ativação química, os *biochars* são impregnados em soluções ácidas, alcalinas, ou sal de metal contendo substâncias ativas como ácido sulfúrico, ácido fosfórico, hidróxido de potássio, cloreto de zinco e carbonato de potássio. Para a funcionalização do *biochar*, grupos funcionais químicos específicos são introduzidos na sua superfície. Uma das técnicas mais comumente utilizada para a funcionalização é a sulfonação (KUMAR et al., 2020).

Recentemente, catalisadores à base de *biochar* proveniente de microalgas têm sido destacados. Nguyen et al. (2016) prepararam catalisador à base de *biochar* de microalgas em duas etapas. A pirólise da biomassa microalgal foi conduzida a 400 °C por 2 h, produzindo principalmente o *biochar* e o bio-óleo. O *biochar* foi impregnado com níquel (Ni^{2+}) e seco a 100 ºC por 12 h. Logo, foi calcinado a 400 ºC por 4 h. O *biochar* microalgal carregado com 2% de Ni^{2+} acelerou os processos de hidrodesoxigenação e hidrodenitrogenação, reduzindo o teor de nitrogênio de 63,3 para 0,5%. Esses resultados demonstraram que o *biochar* microalgal apresentou potencial como catalisador para o *upgrading* do bio-óleo. Lee et al. (2019) avaliaram o impacto do mecanismo do CO_2 na pirólise de *Microcystis aeruginosa*. Além disso, o estudo sintetizou *biochar* impregnado de níquel (Ni/*biochar*) para aumentar a recuperação de energia no processo de pirólise alimentado com CO_2. Os autores constataram que o CO_2 acelerou a reação com compostos orgânicos voláteis da pirólise, resultando na formação intensificada de gás de síntese (H_2 e CO). Os resultados obtidos também provaram que o catalisador desenvolvido a partir de *biochar* microalgal impregnado com níquel catalisou significativamente a produção de H_2.

Ryu et al. (2018) desenvolveram catalisador à base de *biochar* da biomassa residual de processo de extração de lipídios de *Dunaliella tertiolecta*, para a produção de biodiesel. Dois

catalisadores foram preparados pela modificação da superfície do *biochar* com ácido sulfúrico (H_2SO_4) e cloreto de sulfurila (SO_2Cl_2). A maior atividade catalítica de esterificação foi observada pelo *biochar* tratado com SO_2Cl_2 (11.5 mmol produto h^{-1} g catalisador^{-1}). Os resultados obtidos para o catalisador comercial Nafion SAC-13 e para o catalisador a base de *biochar* modificado com H_2SO_4 foram 2,3 e 5,7 mmol produto h^{-1} g catalisador^{-1}, respectivamente. Além disso, o *biochar* tratado com SO_2Cl_2 revelou maior desempenho de reciclagem na esterificação do ácido oleico comparado ao *biochar* modificado com H_2SO_4. Assim, o estudo constatou que o *biochar* microalgal apresenta grande potencial para contribuir na produção econômica e ecológica do biodiesel, reduzindo o uso de catalisadores homogêneos e resíduos.

6 *BIOCHAR* NO CONTEXTO DE BIORREFINARIA

O conceito de biorrefinaria refere-se à integração de uma série de processos de conversão de biomassa em produtos químicos, bioquímicos, biomateriais e biocombustíveis. Esse sistema integrado apresenta como objetivo principal minimizar efluentes e maximizar o lucro e benefícios dos produtos obtidos. As rotas de conversão de biomassa integram diversas reações, como bioquímicas, microbianas, químicas e termoquímicas. Este conceito foi evoluindo com base em três aspectos fundamentais: sinergismo com outras indústrias, sustentabilidade econômica e sustentabilidade ambiental (ALIBARDI et al. 2020).

As etapas, bem como equipamentos do processo de conversão de biomassa nas biorrefinarias são definidos de acordo com a matéria-prima utilizada. Diversos impulsos econômicos e ambientais, como o aquecimento global, a conservação de energia e as políticas agrícolas, estão direcionando as indústrias ao conceito de biorrefinaria a partir da implementação de tecnologias sustentáveis em suas operações. Além disso, as biorrefinarias surgem como alternativa viável para a produção de biocombustíveis e bioprodutos. Uma vez que quando analisados separadamente esses processos se tornariam inviáveis (GÜNERKEN et al. 2015).

As microalgas são matérias-primas promissoras para biorrefinaria, uma vez que são capazes de produzir diversas moléculas de alto valor agregado, como proteínas, lipídios, vitaminas, pigmentos e carboidratos. A utilização desses micro-organismos desperta interesse também por crescerem rapidamente e não comprometerem o abastecimento alimentar, já que não disputam com vegetais pelas terras cultiváveis. As tecnologias de transformações na biomassa de microalgas podem ser divididas em três classificações: reações termoquímicas,

bioquímicas e transesterificação. As reações termoquímicas compreendem a gaseificação (produção de gás de síntese), liquefação térmica (produção de bio-óleo), pirólise (produção de bio-óleo, biogás e *biochar*) e queima direta ou combustão (geração de calor e eletricidade). As reações bioquímicas compreendem a digestão anaeróbia (produção de biogás) e fermentação alcoólica (produção de bioetanol). As reações de transesterificação são responsáveis pela produção do biodiesel (BHATTACHARYA; GOSWAMI 2020).

O *biochar* microalgal se destaca pelo alto teor de nutrientes presentes na sua biomassa, como proteínas, carboidratos e lipídios (CHOI et al. 2020). Além disso, apresenta baixo teor de carbono, e alto teor de nitrogênio, cinzas e minerais quando comparado aos *biochar*s produzidos a partir de biomassa lignocelulósica. As microalgas utilizadas como matéria-prima de *biochar* podem ser cultivadas para o tratamento de águas residuais e utilizadas para extração de moléculas de interesse, como por exemplo lipídios (AMIN; CHETPATTANANONDH, 2019). Assim, a utilização de biomassa microalgal como matéria-prima tem sido amplamente estudada no conceito de biorrefinaria. Ashokkumar et al. (2019) cultivaram *Chlorella* sp. em reatores com sistema aberto utilizando como fonte de nutrientes água residual, atingindo concentração de 3,5 g L^{-1} de biomassa em 14 dias de cultivo. Neste estudo, lipídios foram extraídos da biomassa para posterior produção de biodiesel. A biomassa residual dessa extração foi submetida ao processo de pirólise para obtenção de *biochar*. Os autores utilizaram a microalga para tratar água contaminada, além de gerar biomassa com baixo custo de produção e produzir biodiesel e *biochar*, demonstrando o potencial dessa biomassa para diversas aplicações (ASHOKKUMAR et al., 2019).

Amin e Chetpattananondh (2019) estudaram a produção de *biochar* a partir do resíduo de *Chlorella* sp. obtido a partir da extração de lipídios e pigmentos. O *biochar* foi utilizado como adsorvente para a remoção de metais pesados Cromo(VI), Zinco(II) e Níquel(II). Os autores relataram que além de ser eficiente para a remoção de metais pesados, o processo pode beneficiar as indústrias de biocombustíveis e biomateriais (AMIN; CHETPATTANANONDH, 2019).

7 PRODUÇÃO DO *BIOCHAR* MICROALGAL

Algumas etapas *upstream* são extremamente necessárias para garantir a qualidade do *biochar* obtido por microalga. A biorrefinaria de microalgas se inicia com a obtenção da biomassa. Portanto, as etapas de colheita e secagem são obrigatórias no processo e serão cruciais para a viabilidade do produto (CUEVAS-CASTILLO et al. 2020). A obtenção de

biomassa, em concentração adequada, é a primeira etapa de todo o processo de produção do *biochar*. Os nutrientes dos meios de cultivos sintéticos aumentam o custo de produção da biomassa microalgal, devido ao seu elevado preço. Com isso, outros recursos estão sendo estudados como alternativa sustentável e de baixo custo para substituir os meios de cultivos convencionais (MEDEIROS, et al. 2020).

Ashokkumar et al. (2019) estudaram a produção de *biochar* a partir de resíduo da extração de lipídios de *Chlorella* sp.. A microalga foi cultivada em esgoto municipal por 14 d obtendo 3,5 g L^{-1} de concentração final de biomassa, demonstrando a eficácia da utilização de água residual como meio de cultivo. Esse estudo também definiu a auto-floculação (elevando o pH para 12,5) como sendo a técnica de colheita mais eficiente para obter elevada concentração de biomassa. Os autores utilizaram essa técnica para reduzir os custos da colheita e maximizar a recuperação da biomassa, obtendo rendimento de 91,2%. O resíduo de biomassa microalgal foi submetido ao processo de pirólise lenta a 400 °C e taxa de aquecimento de 20 °C min^{-1}. O rendimento de *biochar* atingido foi 41%, indicando que os parâmetros estudados foram promissores.

Após a etapa da colheita, que pode ser realizada por sedimentação, floculação, filtração ou centrifugação, a biomassa deve ser seca para aumentar a eficiência da pirólise (YANG et al. 2019). A biomassa microalgal apresenta umidade entre 55 e 90% o qual deve ser reduzido para aproximadamente 4%. Os métodos de secagem são escolhidos de acordo com a umidade necessária para o processo e as características do produto final. Essa operação exige elevada intensidade energética, que dependendo da técnica utilizada, aumenta o custo de produção. A liofilização é a técnica de secagem que apresenta maior custo, devido à baixa pressão e temperatura necessárias. No entanto, nesse processo a biomassa é preservada sem rompimento celular. Estudos estão sendo realizados a fim de minimizar o custo da operação de secagem. O uso de energia solar é a opção com menor custo e com baixa demanda de energia que pode ser incluída no contexto de biorrefinaria (CUEVAS-CASTILLO et al. 2020).

Adamczyk e Sajdak (2018) utilizaram biomassa de *Nannochloropsis gaditana* como matéria-prima para a pirólise em temperatura de 400 - 600 °C. Os autores avaliaram a influência do teor de umidade na biomassa microalgal (cinco níveis de 5 a 60%) no processo de pirólise para estimar a demanda de calor exigida. O estudo mostrou que a biomassa microalgal com teor de 5% de umidade pode maximizar o rendimento das frações sólidas e líquidas (em temperaturas abaixo de 500 e 600 °C). Além disso, matérias-primas com baixo teor de umidade podem tornar o processo energeticamente suficiente durante a pirólise, usando seus produtos gasosos como combustível para fornecer energia ao sistema. A condição

energética mais desfavorável para o processo de pirólise foi obtida com teor de umidade de 60% na biomassa microalgal. Nesse caso, apenas os produtos gasosos não são suficientes para abastecer o sistema, logo, os autores mostraram que utilizando todo o produto gasoso e parte do produto sólido (*biochar*) produzido para fornecer energia ao processo pode minimizar o custo energético.

Os parâmetros do processo de pirólise são fundamentais para definir o rendimento dos produtos gerados. Condições de temperatura e taxa de aquecimentos mais amenas com tempo de residência mais prolongado são favoráveis para maior rendimento de *biochar* como mostra os estudos abaixo. Amin e Chetpattananondh (2019) produziram *biochar* a partir do resíduo da extração de lipídios de *Chlorella* sp. cultivada em lagoas abertas. A colheita foi realizada a partir da floculação utilizando sulfato de alumínio. O resíduo resultante da extração de lipídios foi seco a 105 °C por 24 h, resultando em teor de umidade inferior a 10%. A temperatura de pirólise utilizada foi 450 °C, com taxa de aquecimento de 10 °C min^{-1} durante 60 min, resultando em rendimento de *biochar* de 45%, confirmando o alto rendimento em temperaturas e taxa de aquecimento mais amenas.

Wang et al. (2013) extraíram lipídios da microalga *Chlorella vulgaris* e utilizaram o resíduo para produzir *biochar*. A colheita foi realizada por centrifugação e secagem por liofilização. A técnica de pirólise rápida foi aplicada nesse estudo, utilizando temperatura de 500 °C. Ao final do tempo de residência do processo de pirólise, os produtos gerados foram separados. A separação do *biochar* foi realizada por um ciclone que coleta 99% do material sólido produzido. Para a coleta do bio-óleo foi utilizado sistema de condensadores e os gases não condensáveis foram armazenados para posterior análise.

O *biochar*, além de ser coletado por um ciclone, também pode ficar depositado no reator, conforme o estudo de Nhuchhen et al. (2018). Nesse estudo, os autores utilizaram reator de leito fixo, com injeção de nitrogênio para garantir ambiente inerte. Neste sistema, o material volátil que saiu do reator foi transferido para um sistema de condensação que coletou o bio-óleo. Os gases não condensáveis foram expelidos para um sistema de exaustão e o *biochar* foi coletado do fundo do reator.

A partir do processo de pirólise o *biochar* pode ser utilizado diretamente na aplicação destinada ou pode passar por modificações físico-químicas para melhorar o desempenho de adsorção. Essas modificações aumentam a área superficial específica, volume de poros e grupos funcionais da superfície. O método mais utilizado é a moagem por moinho de bolas e esferas, no qual diminui o tamanho das partículas enquanto aumenta a área superficial, o que resulta no aumento dos sítios ativos de adsorção (XIANG et al., 2020). Lyu

et al. (2018) estudaram o efeito da moagem do *biochar* em moinho de bolas em relação as propriedades físico-químicas e a adsorção de Ni em solução aquosa. Após o processo de moagem a área superficial aumentou de aproximadamente 2 para 10,8 $m^2 g^{-1}$, e a área superficial interna aumentou o volume dos poros em 48 vezes, em comparação ao *biochar* não moído. A moagem aumentou cerca de 10 vezes a adsorção de Ni e apresentou cinética de adsorção mais rápida do que o *biochar* não moído.

8 CONCLUSÃO

O *biochar* proveniente de biomassa microalgal tem sido amplamente estudado nos últimos anos, apresentando grande potencialidade de substituição aos carvões tradicionais. Esse bioproduto, pode ser utilizado em diferentes tipos de aplicações, como a fertilização de solos, remoção de contaminantes de corpos hídricos e suporte catalítico. Para isso, o *biochar* microalgal precisa apresentar características específicas, que são obtidas por meio do controle dos parâmetros do processo de pirólise. A técnica de pirólise lenta, com temperatura e taxa de aquecimento baixas e elevado tempo de residência, melhoram as propriedades e rendimento do *biochar*. O uso de biomassa microalgal para o desenvolvimento de *biochar* se mostra promissor, principalmente quando aplicado ao conceito de biorrefinaria, reduzindo custos e contribuindo com a obtenção de uma série de bioprodutos.

O bio-óleo e biogás são produtos de alto valor energético que são gerados junto com o *biochar* e o conceito de biorrefinaria microalgal permite aumentar a produção para uma escala industrial. As propriedades físico-químicas do bio-óleo de microalgas o tornam mais adequado para a produção de biocombustíveis do que os óleos obtidos de pirólise a partir de matérias-primas lignocelulósias. O biogás é utilizado para fornecer energia necessária ao sistema de pirólise.

Estudos foram realizados a partir do levantamento sobre soluções sustentáveis para a geração de bioenergia e concluíram que a matéria-prima de microalgas é fonte potencial para aplicação em escala comercial. A integração de processos no modelo de biorrefinaria se torna uma solução economicamente sustentável para introduzir as microalgas na geração de bioenergia. Os principais problemas encontrados são em relação a colheita e extração de compostos, porém, o valor dos bioprodutos obtidos a partir de microalgas e sua baixa toxicidade com o meio ambiente a tornam a mais indicada, se comparada com outras matérias-primas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMCZYK, M.; SAJDAK, M. Pyrolysis behaviours of microalgae *Nannochloropsis gaditana*. **Waste Biomass Valorization,** v.9, n.11, p. 2221–2235, 2018.

AKHTAR, J.; AMIN, N. S. A review on operating parameters for optimum liquid oil yield in biomass pyrolysis. **Renew Sustain Energy Reviews,** v. 16, n.7, p. 5101–5109, 2012.

ALIBARDI, L.; ASTRUP, T.F.; ASUNIS, F.; CLARKE, W.P.; GIOANNIS, G.; DESSÌ, P.; LENS, P.N.L., LAVAGNOLO, M,C., LOMBARDI, L.; MUNTONI, A.; PIVATO, A.; POLETTINI, A.; POMI, R.; ROSSI, A.; SPAGNI, A.; SPIGA, D. Organic waste biorefineries: Looking towards implementation. **Waste Management**, v.114, p. 274–286, 2020.

AMIN, M.; CHETPATTANANONDH, P. Biochar from extracted marine *Chlorella* sp. residue for high efficiency adsorption with ultrasonication to remove Cr (VI), Zn (II) and Ni (II). **Bioresource Technology**, p. 289:121578, 2019.

AMOAH, J.; OGURA, K.; SCHMETZ, Q.; KONDO, A.; OGINO, C. Co-fermentation of xylose and glucose from ionic liquid pretreated sugar cane bagasse for bioethanol production using engineered xylose assimilating yeast. **Biomass Bioenergy**, v. 128, p. 105283, 2019.

ANCA-COUCE, A.; TSEKOS, C.; RETSCHITZEGGER, S.; ZIMBARDI, F.; FUNKE, A.; BANKS, S.; KRAIA, T.; MARQUES, P.; SCHARLER, R.; JONG, W.; KIENZL, N. Biomass pyrolysis TGA assessment with an international round robin. **Fuel**, v. 276, p. 118002, 2020.

ANTO, S.; SUDHAKAR, M. P.; AHAMED, T.S.; SAMUEL, M.S.; MATHIMANI, T.; BRINDHADEVI, K.; PUGAZHENDHI, A. Activation strategies for biochar to use as an efficient catalyst in various applications. **Fuel,** v. 285, p. 119205, 2021.

ASHOKKUMAR, V.; CHEN, W.H.; KAMYAB, H.; KUMAR, G.; ALA'A, H.; NGAMCHARUSSRIVICHAI, C. Cultivation of microalgae *Chlorella* sp. in municipal sewage for biofuel production and utilization of biochar derived from residue for the conversion of hematite iron ore (Fe_2O_3) to iron ($Fe)^{-}$Integrated algal biorefinery. **Energy,** v. 189, p. 116128, 2019.

AZIZI, K.; MORAVEJI, M.K.; ARREGI, A.; AMUTIO, M.; LOPEZ, G.; OLAZAR, M. On the pyrolysis of different microalgae species in a conical spouted bed reactor: Bio-fuel yields and characterization. **Bioresource Technology**, v. 311, p. 123561, 2020.

BEZERRA, P.Q.M.; MORAES, L.; CARDOSO, L.G.; DRUZIAN, J.I.; MORAIS, M.G.; NUNES, I.L.; COSTA, J.A.V. *Spirulina* sp. LEB 18 cultivation in seawater and reduced nutrients: Bioprocess strategy for increasing carbohydrates in biomass. **Bioresource Technology,** v. 316, p. 123883, 2020.

BHATTACHARYA, M.; GOSWAMI, S. Microalgae – A green multi-product biorefinery for future industrial prospects. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology,** v. 25, p. 101580, 2020.

BIAN, Y.; SONG, K.; BAI, J. Market segmentation, resource misallocation and environmental pollution. **Journal of Cleaner Production,** v. 228, p. 376–387, 2019.

BINDA, G.; SPANU, D.; BETTINETTI, R.; MAGAGNIN, L.; POZZI, A.; DOSSI, C. Comprehensive comparison of microalgae-derived biochar from different feedstocks: A prospective study for future environmental applications. **Algal Research,** v. 52, p. 102103, 2020.

BIS, Z.; KOBYŁECKI, R.; ŚCISŁOWSKA, M.; ZARZYCKI, R. Biochar–Potential tool to combat climate change and drought. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 18, n. 4, p. 441–453, 2018.

BORDOLOI, N.; GOSWAMI, R.; KUMAR, M.; KATAKI, R. Biosorption of Co (II) from aqueous solution using algal biochar: kinetics and isotherm studies. **Bioresource technology,** v. 244, p. 1465–1469, 2017.

BORNØ, M.L.; EDUAH, J.O.; MÜLLER-STÖVER, D.S.; LIU, F. Effect of different biochars on phosphorus (P) dynamics in the rhizosphere of *Zea mays* L.(maize). **Plant and Soil,** v. 431, n.1, p. 257–272, 2018.

CAO, X.; SUN, S.; SUN, R. Application of biochar-based catalysts in biomass upgrading: a review. **RSC advances,** v. *7*, n. 77, p. 48793–48805, 2017.

CEYLAN, S.; KAZAN, D. Pyrolysis kinetics and thermal characteristics of microalgae *Nannochloropsis oculata* and *Tetraselmis* sp. **Bioresource Technology,** v. 187, p. 1–5, 2015.

CHABI, N.; BAGHDADI, M.; SANI, A.H.; GOLZARY, A.; HOSSEINZADEH, M. Removal of tetracycline with aluminum boride carbide and boehmite particles decorated biochar derived from algae. **Bioresource Technology,** v. 316, p. 123950, 2020.

CHACÓN, F.J.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; LEZAMA, L.; CAYUELA, M.L. Enhancing biochar redox properties through feedstock selection, metal preloading and post-pyrolysis treatments. **Chemical Engineering Journal**, v. 395, p. 125100, 2020.

CHI, N.T.L.; ANTO, S.; AHAMED, T.S.; KUMAR, S.S.; SHANMUGAM, S.; SAMUEL, M.S.; MATHIMANI, T.; BRINDHADEVI, K.; PUGAZHENDHI, A. A review on biochar production techniques and *biochar* based catalyst for biofuel production from algae. **Fuel,** v. 287. p. 119411, 2021.

CHOI, Y.K.; KAN, E. Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of alfalfa-derived biochar for the adsorption of bisphenol A and sulfamethoxazole in water. **Chemosphere**, v. 218, p. 741–748, 2019.

CHOI, Y-K.; CHOI, T-R.; GURAV, R.; BHATIA, S.K.; PARK, Y-L.; KIM, H.J.; KAN, E.; YANG, Y-H. Adsorption behavior of tetracycline onto Spirulina sp.(microalgae)-derived biochars produced at different temperatures. **Science of the Total Environment,** v. 710. p. 136282, 2020.

CHU, Q.; LYU, T.; XUE, L.; YANG, L.; FENG, Y.; SHA, Z.; YUE, B.; MORTIMER, R.J.G.; COOPER, M.; PAN, G. Hydrothermal carbonization of microalgae for phosphorus recycling from wastewater to crop-soil systems as slow-release fertilizers. **Journal**

of Cleaner Production, v. 283, p. 124627, 2021.

CONESA, J.A.; MARCILLA, A.; MORAL, R.; MORENO-CASELLES, J.; PEREZ-ESPINOSA, A. Evolution of gases in the primary pyrolysis of different sewage sludges. **Thermochimica Acta**, v. 313, n. 1, p. 63–73, 1998.

COSTA, J.A.V.; MORAES, L.; MOREIRA, J.B.; ROSA, G.M.; HENRARD, A.S.A.; MORAIS, M.G. Microalgae-Based Biorefineries as a Promising Approach to Biofuel Production. In: Tripathi B, Kumar D (eds) **Prospects and challenges in algal biotechnology**, p.113–140, 2017.

CRINI, G.; LICHTFOUSE, E. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 145–155, 2019.

CUEVAS-CASTILLO, G.A.; NAVARRO-PINEDA, F.S.; BAZ RODRÍGUEZ, S.A.; SACRAMENTO RIVERO, J.C. Advances on the processing of microalgal biomass for energy-driven biorefineries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews,** v. 125, p. 109606, 2020.

DAVID, A.N.; SEWSYNKER-SUKAI, Y.; SITHOLE, B.; GUEGUIM KANA, E.B. Development of a green liquor dregs pretreatment for enhanced glucose recovery from corn cobs and kinetic assessment on various bioethanol fermentation types. **Fuel** v. 274, p. 117797, 2020.

BHOWMICK, G.; SARMAH, A.K.; SEN, R. Zero-waste algal biorefinery for bioenergy and biochar: a green leap towards achieving energy and environmental sustainability. **Science of the Total Environment,** v. 650, p. 2467–2482, 2019.

DRZEŻDŻON, J.; JACEWICZ, D.; CHMURZYŃSKI, L. The impact of environmental contamination on the generation of reactive oxygen and nitrogen species – Consequences for plants and humans. **Environment International**, v. 119, p. 133–151, 2018.

FERNANDEZ, A.; SAFFE, A.; PEREYRA, R.; MAZZA, G.; RODRIGUEZ, R. Kinetic study of pyrolysis of regional agro-industrial waste using non-isothermal TGA analysis. **Applied Thermal Engineering,** v. 106, p. 1157–1164, 2016.

FERREIRA, A.; RIBEIRO, B.; FERREIRA, A.F.; TAVARES, M.L.; VLADIC, J.; VIDOVIĆ, S.; CVETKOVIC, D.; MELKONYAN, L.; GOGINYAN, V.; GOUVEIA, L. *Scenedesmus obliquus* microalgae-based biorefinery–from brewery effluent to bioactive compounds, biofuels and biofertilizers–aiming at a circular bioeconomy. **Biofuels Bioproducts and Biorefining**, v. 13, n.5, p. 1169–1186, 2019.

GAI, C.; ZHANG, Y.; CHEN, W.T.; ZHANG, P.; DONG, Y. Thermogravimetric and kinetic analysis of thermal decomposition characteristics of low-lipid microalgae. **Bioresource Technology** ,150:139–148, 2013.

GÜNERKEN, E.; D'HONDT, E.; EPPINK, M. H. M.; GARCIA-GONZALEZ, L.; ELST, K.; WIJFFELS, R. H. Cell disruption for microalgae biorefineries. **Biotechnology Advances,** v. 33, p. 243–260, 2015.

INTANI, K.; LATIF, S.; CAO, Z.; MÜLLER, J. Characterisation of biochar from maize residues produced in a self-purging pyrolysis reactor. **Bioresource Technology**, v. 265, p. 224–235, 2018.

INYANG, M. I.; GAO, B.; YAO, Y.; XUE, Y.; ZIMMERMAN, A.; MOSA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; SIK, Y.; CAO, X. 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, 2016.

JAFARIAN, S.; TAVASOLI, A. A comparative study on the quality of bioproducts derived from catalytic pyrolysis of green microalgae *Spirulina* (*Arthrospira*) plantensis over transition metals supported on HMS-ZSM5 composite. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 43, n. 43, p. 19902–19917, 2018.

JUSOH, N. A.; CHAI, M. K.; WONG, L. S.; ONG, G. H.; VOON, B. W. N. Bioindication of heavy metals in aquatic environment using photosynthetic pigments in cyanobacteria. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 34, p. 78–81, 2020.

KIM, J. H.; JUNG, S.; PARK, Y. K.; KWON, E. E. CO_2-cofed catalytic pyrolysis of tea waste over Ni/SiO_2 for the enhanced formation of syngas. **Journal of Hazardous Materials**, v. 396, p. 122637, 2020.

KOÇER, A. T.; MUTLU, B.; ÖZÇIMEN, D. Investigation of biochar production potential and pyrolysis kinetics characteristics of microalgal biomass. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 10, n. 1, p. 85–94, 2020.

KUMAR, M.; XIONG, X.; SUN, Y.; YU, I. K.; TSANG, D. C.; HOU, D.; GUPTA, J.; BHASKAR, T.; PANDEY, A. Critical review on biochar-supported catalysts for pollutant degradation and sustainable biorefinery. **Advanced Sustainable Systems**, v. 4, n. 10, p. 1900149, 2020.

LAH, B.; KLINAR, D.; LIKOZAR, B. Pyrolysis of natural, butadiene, styrene–butadiene rubber and tyre components: modelling kinetics and transport phenomena at different heating rates and formulations. **Chemical Engineering Science,** v. 87, p. 1–13, 2013.

LEE, X. J.; ONG, H. C.; GAN, Y. Y.; CHEN, W. H.; MAHLIA, T. M. I. State of art review on conventional and advanced pyrolysis of macroalgae and microalgae for biochar, bio-oil and bio-syngas production. **Energy Conversion and Management**, v. 210, p. 112707, 2020.

LI, Y.; HU, B.; GAO, S.; TONG, X.; JIANG, L.; CHEN, X.; AN, S.; ZHANG, F. Comparison of 17β-estradiol adsorption on soil organic components and soil remediation agent-biochar. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114572, 2020.

LIU, H.; LIU, J.; HUANG, H.; EVRENDILEK, F.; WEN, S.; LI, W. Optimizing bioenergy and by-product outputs from durian shell pyrolysis. **Renew Energy**, v. 164, p. 407–418, 2021.

LYU, H.; GAO, B.; HE, F.; ZIMMERMAN, A. R.; DING, C.; HUANG, H.; TANG, J. Effects of ball milling on the physicochemical and sorptive properties of biochar: Experimental observations and governing mechanisms. **Environmental Pollution**, v. 233, p. 54–63, 2018.

MA, C.; HUANG, H.; GAO, X.; WANG, T.; ZHU, Z.; HUO, P.; LIU, Y.; YAN, Y. Honeycomb tubular biochar from fargesia leaves as an effective adsorbent for tetracyclines pollutants. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 91, p. 299–308, 2018.

MEDEIROS, V. P. B.; PIMENTEL, T. C.; VARANDAS, R. C. R.; SANTOS, S. A.; PEDROSA, G. T. S.; SASSI, C. F. C.; CONCEIÇÃO, M. M.; MAGNANI, M. Exploiting the use of agro-industrial residues from fruit and vegetables as alternative microalgae culture medium. **Food Research International**, v. 137, p. 109722, 2020.

MORAES, P. S.; IGANSI, A. V.; CADAVAL, T. R. S.; PINTO, L. A. A. Biodiesel produced from crude, degummed, neutralized and bleached oils of Nile tilapia waste: Production efficiency, physical-chemical quality and economic viability**. Renew Energy**, v. 161, p. 110, 2020.

MORAIS, M. G.; MORAIS, E. G.; CARDIAS, B. B.; VAZ, B. S.; MOREIRA, J. B.; MITCHELL, B. G.; COSTA, J. A. V. Microalgae as a source of sustainable biofuels. **Bioenergy Research**, p. 253-271, 2020.

NGUYEN, H. K.; PHAM, V. V.; DO, H. T. Preparation of Ni/biochar catalyst for hydrotreating of bio-oil from microalgae biomass. **Catalysis Letters**, v. 146, n. 11, p. 2381–2391, 2016.

NHUCHHEN, D. R.; AFZAL, M. T.; DREISE, T.; SALEMA, A. A. Characteristics of biochar and bio-oil produced from wood pellets pyrolysis using a bench scale fixed bed, microwave reactor. **Biomass Bioenergy**, v. 119, p. 293–303, 2018.

OK, Y. S.; BHATNAGAR, A.; HOU, D.; BHASKAR, T.; MAŠEK, O. Advances in algal biochar: Production, characterization and applications. **Bioresource Technology**, v. 317, p. 123982–123982, 2020.

PALUMBO, A. W.; BARTEL, C. J.; SORLI, J. C.; WEIMER, A. W. Characterization of products derived from the high temperature flash pyrolysis of microalgae and rice hulls. **Chemical Engineering Science**, v. 196, p. 527–537, 2019.

PLÁCIDO, J.; BUSTAMANTE-LÓPEZ, S.; MEISSNER, K. E.; KELLY, D. E.; KELLY, S. L. Microalgae biochar-derived carbon dots and their application in heavy metal sensing in aqueous systems. **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 531–539, 2019.

PREMARATHNA, K. S. D.; RAJAPAKSHA, A. U.; SARKAR, B.; KWON, E. E.; BHATNAGAR, A.; OK, Y. S.; VITHANAGE, M. Biochar-based engineered composites for sorptive decontamination of water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 372, p. 536–550, 2019.

QI, Q.; SUN, C.; ZHANG, J.; HE, Y.; TONG, Y. W. Internal enhancement mechanism of biochar with graphene structure in anaerobic digestion: The bioavailability of trace elements and potential direct interspecies electron transfer. **Chemical Engineering Journal**, v. 406, p. 126833, 2021.

RYU, Y. J.; KIM, Z. H.; LEE, S. G.; YANG, J. H.; SHIN, H. Y.; LEE, C. G. Development of carbon-based solid acid catalysts using a lipid-extracted alga, *Dunaliella tertiolecta*, for esterification. **Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 28, n. 5, p. 732–738, 2018.

SARKAR, O.; AGARWAL, M.; KUMAR, A. N.; MOHAN, S. V. Retrofitting hetrotrophically cultivated algae biomass as pyrolytic feedstock for biogas, bio-char and bio-oil production encompassing biorefinery. **Bioresource Technology**, v. 178, p. 132–138, 2015.

SU, M. H.; AZWAR, E.; YANG, Y.; SONNE, C.; YEK, P. N. Y.; LIEW, R. K.; LAM, S. S. Simultaneous removal of toxic ammonia and lettuce cultivation in aquaponic system using microwave pyrolysis biochar. **Journal of Hazardous Materials**, v. 396, p. 122610, 2020.

SUANON, F.; TANG, L.; SHENG, H.; FU, Y.; XIANG, L.; WANG, Z.; SHAO, X.; MAMA, D.; JIANG, X.; WANG, F. Organochlorine pesticides contaminated soil decontamination using TritonX-100-enhanced advanced oxidation under electrokinetic remediation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 393, p. 122388, 2020.

TALAGHAT, M.; MOKHTARI, S.; SAADAT, M. Modeling and optimization of biodiesel production from microalgae in a batch reactor. **Fuel**, v. 280, p. 118578, 2020.

TRIPATHI, M.; SAHU, J. N.; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. **Renewable and Sustainable Energy**, v. 55, p. 467–481, 2016.

ULLAH, S.; HAIDAR, A.; HOOLE, P.; ZEN, H.; AHFOCK, T. The current state of distributed renewable generation, challenges of interconnection and opportunities for energy conversion based DC microgrids. **Journal of Cleaner Production**, v. 273, p. 122777, 2020.

VO, H. N. P.; NGO, H. H.; GUO, W.; NGUYEN, K. H.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; LIU, Y.; LIU, Y.; DING, A.; BUI, X. T. Micropollutants cometabolism of microalgae for wastewater remediation: Effect of carbon sources to cometabolism and degradation products. **Water Research**, v. 183, p. 115974, 2020.

WANG, K.; BROWN, R. C.; HOMSY, S.; MARTINEZ, L.; SIDHU, S. S. Fast pyrolysis of microalgae remnants in a fluidized bed reactor for bio-oil and biochar production. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 494–499, 2013.

WANG, C.; LUO, Z.; LI, S.; ZHU, X. Coupling effect of condensing temperature and residence time on bio-oil component enrichment during the condensation of biomass pyrolysis vapors. **Fuel**, v. 274, p. 117861, 2020.

WARRIER, S. B.; KHARKAR, P. S. A coumarin based chemosensor for selective determination of Cu (II) ions based on fluorescence quenching. **Journal of Luminescence**, v. 199, p. 407–415, 2018.

XIANG, W.; ZHANG, X.; CHEN, K.; FANG, J.; HE, F.; HU, X.; TSANG, D. C. W.; OK, Y. S.; GAO, B. Enhanced adsorption performance and governing mechanisms of ball-milled biochar for the removal of volatile organic compounds (VOCs). **Chemical Engineering Journal**, v. 385, p. 123842, 2020.

XIONG, S.; ZHUO, J.; ZHANG, B.; YAO, Q. Effect of moisture content on the characterization of products from the pyrolysis of sewage sludge. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 104, p. 632–639, 2013.

YANG, C.; LI, R.; ZHANG, B.; QIU, Q.; WANG, B.; YANG, H.; DING, Y.; WANG, C. Pyrolysis of microalgae: A critical review. **Fuel Processing Technology**, v. 186, p. 53–72, 2019.

YU, K. L.; LAU, B. F.; SHOW, P. L.; ONG, H. C.; LING, T. C.; CHEN, W. H.; NG, E. P.; CHANG, J. S. Recent developments on algal biochar production and characterization. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 2–11, 2017a.

YU, K. L.; SHOW, P. L.; ONG, H. C.; LING, T. C.; CHI-WEI LAN, J.; CHEN, W. H.; CHANG J. S. Microalgae from wastewater treatment to biochar – Feedstock preparation and conversion technologies. **Energy Conversion and Management**, v. 150, p. 1–13, 2017b.

YUAN, Y.; BOLAN, N.; PRÉVOTEAU, A.; VITHANAGE, M.; BISWAS, J. K.; OK, Y. S.; WANG, H. Applications of biochar in redox-mediated reactions. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 271–281, 2017.

ZHANG, Z.; DONG, X.; WANG, S.; PU, X. Benefits of organic manure combined with biochar amendments to cotton root growth and yield under continuous cropping systems in Xinjiang, China. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 2020.

ZHENG, H.; GUO, W.; LI, S.; CHEN, Y.; WU, Q.; FENG, X.; YIN, R.; HO, S. H.; REN, N.; CHANG, J. S. Adsorption of p-nitrophenols (PNP) on microalgal biochar: analysis of high adsorption capacity and mechanism. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 1456–1464, 2017.

ARTIGO:

DESENVOLVIMENTO DE *BIOCHAR* DE CAROÇO DE AÇAÍ DA REGIÃO AMAZÔNICA E APLICAÇÃO COMO LEITO FILTRANTE

RESUMO

O caroço de açaí é um resíduo gerado na cadeia produtiva do fruto e na maioria das vezes é descartado sem destinação adequada, gerando um passivo ambiental. Este resíduo pode ser utilizado para produzir *biochar* por meio de pirólise de biomassa, o qual possui elevado teor de carbono e pode ser uma alternativa para a remediação de poluentes da água. Este estudo desenvolveu e avaliou o uso potencial do *biochar* de caroço de açaí, como material adsorvente para remoção de turbidez da água em leito filtrante. O aumento na temperatura de pirólise foi responsável pelo aumento na porosidade do *biochar* e redução na densidade. A partir dos espectros de FTIR foi possível observar incremento da aromaticidade do *biochar*. O *biochar* obtido a 600 °C foi 64,9 % mais eficaz na remoção de turbidez se comparado aos *biochars* produzidos a 300 °C e a 450 °C, com remoção de 47,9 % e 50,2 %, respectivamente. Como resultado, o *biochar* produzido a partir do caroço de açaí pode ser utilizado como etapa de tratamento da água, pois obteve eficiência de remoção de turbidez de 64,9 % e manteve o pH dentro dos limites da legislação para potabilidade da água. Portanto, este trabalho demonstrou a viabilidade da valorização do resíduo agroindustrial do processamento da polpa de açaí na retenção de partículas do meio aquoso, sendo esta aplicação benéfica tanto social quanto ambientalmente.

Palavras-chave: Arquipélago do Bailique. *Euterpe oleracea* Mart.. Resíduo agroindustrial. Região Amazônica. Tratamento da água.

1 INTRODUÇÃO

A substância mais abundante e necessária à manutenção da vida é a água, recurso natural que todo indivíduo necessita para sobreviver, sem exceções, uma vez que apresentam cerca de 50 % a 75 % de água em sua composição corpórea (MAGALHÃES et al., 2014). Porém, a água é facilmente exposta a contaminantes de diversas fontes (CHAUKURA et al., 2020). Em muitos lugares do mundo, devido à necessidade, cerca de 144 milhões de pessoas consomem água não tratada, muitas vezes água turva dos rios (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2019). A elevada turbidez é comumente associada a níveis elevados de cor, compostos orgânicos e micro-organismos patogênicos, como bactérias e vírus. Assim, para se obter o grau de pureza da água, um dos parâmetros que pode ser utilizado é a turbidez, devido às partículas em suspensão presentes no líquido (AL-HUSSEINI, GHAWI, ALI, 2019).

Outra problemática ambiental está relacionada aos resíduos gerados no processamento do açaí (*Euterpe oleracea* Mart). Este fruto possui elevada representatividade econômica na região amazônica e é comercializado internacionalmente. Uma empresa de grande porte processadora de açaí exporta cerca de 12 % do total produzido. Do total exportado, mais de 70 % tem como destino os Estados Unidos. Para 2021 as previsões foram que as exportações chegariam a 30 % da produção, tendo como maior comprador os Estados Unidos, com 40% do total exportado (CONAB, 2019). Porém, os caroços de açaí são comumente descartados inadequadamente no meio ambiente. Logo, podem causar riscos à saúde da população, devido à contaminação ambiental ou à proliferação de agentes patológicos (SATO et al., 2019). Dessa forma, se torna essencial a busca por soluções para o aproveitamento deste resíduo agroindustrial, entre as possíveis alternativas, destaca-se a produção de *biochar*, material adsorvente que pode ser aplicado na remoção de poluentes da água.

O *biochar* é um produto sólido com elevado teor de carbono, obtido por processo de conversão termoquímica da biomassa na ausência de oxigênio, que pode ser utilizado como material adsorvente (KRUEGER et al., 2020). Estudos têm aplicado *biochar* de diversas biomassas para remoção de contaminantes da água (CHOI, KAN, 2019; GAO et al., 2020; LI et al., 2020; WAN et al., 2020) e turbidez (KHIARI et al. 2020). Porém, ainda não há aplicação para remoção de turbidez da água utilizando *biochar* do caroço de açaí.

O *biochar* possui estrutura porosa com elevada área superficial, grupos funcionais de superfície, capacidade de troca iônica e tampão de pH, além de servir como reservatório de elétrons (CHENGHU, SHICHAO, 2021; SUN et al., 2020). Também, possui baixo custo devido à abundância de matérias-primas (como resíduos agroindustriais) disponíveis para sua produção (WANG, ZHANG, 2020). Neste sentido, devido à alta porosidade do *biochar,* seu uso como leito filtrante gerou considerável interesse em estudos de adsorção (PEDROSA, PEDROZA, CAVALLINI, 2019).

O caroço de açaí, resíduo agroindustrial, apresenta grande potencial para produção de *biochar* por apresentar alto teor de carbono, 42.25 % (ALMEIDA et al., 2021; SATO et al., 2019). Logo, este estudo tem por objetivo definir parâmetros de processo, temperatura de pirólise e tempo de residência, para a produção de *biochar* do caroço de açaí e aplicá-lo como leito filtrante para remoção de turbidez da água.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 MATÉRIA-PRIMA

Os caroços de açaí utilizados para a obtenção de *biochar* foram coletados em parceria com a Cooperativa dos Produtores Agro Extrativistas do Bailique, o qual fica situado no município de Macapá - AP, na região norte do Brasil. O caroço foi seco a 60 °C ± 2°C em estufa por 24 h para redução da umidade (ALMEIDA et al., 2021).

2.1.1 Caracterização do caroço de açaí

O caroço de açaí foi caracterizado quanto a umidade (método 925.10) e cinzas (método 945.46), de acordo com a metodologia da AOAC (AOAC, 1995). A densidade foi determinada pelo método do picnômetro, de acordo com Blake e Hartge (1986). Todas análises foram realizadas em triplicata.

2.2 PRODUÇÃO DO *BIOCHAR* DE CAROÇO DE AÇAÍ

O caroço de açaí foi utilizado como matéria-prima para a produção de *biochar.* Para limitar a disponibilidade de oxigênio, as amostras foram colocadas em cadinhos de cerâmica com tampa. Logo após, foram submetidas ao processo de pirólise lenta em mufla com taxa de aquecimento de 20 °C min^{-1} (DIAS et al., 2019; SATO et al.,

2019; SATO et al., 2020). Os experimentos foram realizados nas temperaturas de 300 °C, 450 °C e 600 °C e tempos de residência de 30 min, 75 min e 120 min, utilizando Delineamento Composto Central 2^2, conforme Tabela 1 (SATO et al., 2019).

Tabela 1 – Níveis codificados (reais) do planejamento experimental 2^2 com triplicata no ponto central utilizado para produção do *biochar*

Experimento	Temperatura (°C)	Tempo de residência (min)
1	-1(300)	-1(30)
2	+1(600)	-1(30)
3	-1(300)	+1(120)
4	+1(600)	+1(120)
5	0(450)	0(75)
6	0(450)	0(75)
7	0(450)	0(75)

Posteriormente, os *biochars* obtidos foram moídos em moinho de facas (DIAS et al., 2019). O rendimento de *biochar* do caroço de açaí foi calculado de acordo com a Equação (1), a partir da razão entre a massa de *biochar* (W_f) produzida e a massa da matéria-prima seca utilizada (W_o).

$$\text{Rendimento } \textit{biochar}\,(\%) = \frac{w_f}{w_0} \text{ x } 100 \quad (1)$$

2.2.1 Caracterização do *biochar*

O *biochar* foi caracterizado quanto a umidade (método 925.10) e cinzas (método 945.46), de acordo com a metodologia da AOAC (AOAC, 1995). A densidade do *biochar* foi determinada pelo método do picnômetro, de acordo com Blake e Hartge (1986). Todas as análises foram realizadas em triplicata. A morfologia do *biochar* foi examinada em microscópio eletrônico de varredura (JSM-6610 LV, JEOL, Japão), com voltagem de aceleração de 15 kV. As imagens foram capturadas na ampliação de 200x. A cristalinidade da amostra foi analisada em difratômetro de raios-X (Bruker, D8 Advance, Estados Unidos) com tensão de 40 kV e corrente de 40 mA. A amostra foi digitalizada em faixa de varredura de 2Θ, de 10 a 90° com passo de 0,05° s^{-1}.

A identificação dos grupos funcionais presentes no *biochar* do caroço de açaí foi realizada em espectrômetro de infravermelho por Transformada de Fourier (Prestige 21, modelo 210045, Japão).

O diâmetro médio do *biochar* foi determinado pelo diâmetro médio de Sauter. Nesta determinação foram utilizadas três peneiras da série Tyler (14, 32 e 115 mesh) e a massa retida em cada peneira foi determinada para realização dos cálculos, segundo a Equação 2 (JORDAN et al., 2016).

$$D_s = \frac{1}{\sum(\frac{\Delta xi}{Dmi})} \quad (2)$$

Onde:

D_s = Diâmetro médio de Sauter;

Δx_i = Fração mássica, razão entre a massa retida na peneira e a massa total da amostra;

Dm_i = Diâmetro médio, média aritmética da abertura da referida peneira e a imediatamente superior.

2.3 DESENVOLVIMENTO DO FILTRO

O sistema de filtração (Fig. 1) foi construído a partir de bureta, aparato de vidro cilíndrico de 50 mL, com diâmetro de 1 cm e 9 cm de leito filtrante (BAZANA, 2014). Para que o leito filtrante permanecesse fixo foi utilizada uma esponja, material de poliuretano, de 1 cm^2 de área. O deslocamento da água foi realizado por uma bomba peristáltica (Materflex) com vazão média de 16 mL min^{-1}. O *biochar* foi primeiramente lavado com 500 mL de água destilada para retirada do carbono residual. A filtração e lavagem foram realizadas utilizando o *biochar* produzido em todas condições, independentemente.

2.4 COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA

Amostra de água bruta (sem tratamento) foi coletada no canal São Gonçalo, que liga a Lagoa Mirim à Laguna dos Patos no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Esta água é utilizada pelo município de Rio Grande, com 211 965 habitantes.

Os parâmetros turbidez e pH foram analisados nas amostras de água bruta e após a filtração. Os valores encontrados foram comparados com os padrões de potabilidade definidos pela Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021). Os resultados de eficiência de remoção da turbidez (Equação 3) foram comparados entre o *biochar* produzido em cada condição, bem como com o controle que foi realizado com material de poliuretano.

$$\eta = \frac{(T1-T2)}{T1} \times 100 \quad (3)$$

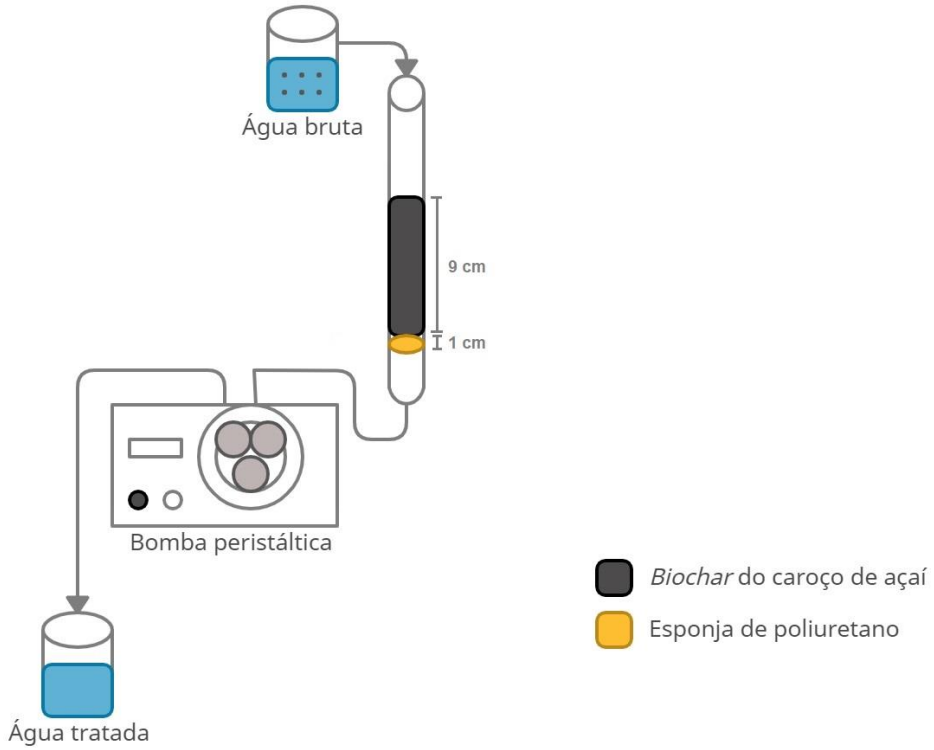
Onde:

η = Eficiência de remoção de turbidez (%);

T1 = Turbidez inicial da água bruta;

T2 = Turbidez final da água filtrada.

Figura 1 - Sistema de filtração composto por leito filtrante do *biochar* do caroço de açaí



2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O efeito das variáveis independentes, temperatura e tempo de residência, foram avaliadas através de análise de variância e coeficiente de regressão com 95% de confiança ($p < 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO *BIOCHAR* DO CAROÇO DE AÇAÍ

Neste estudo, os parâmetros concentração de cinzas e rendimento do *biochar* foram influenciados pelo aumento da temperatura de pirólise. A redução da temperatura resultou no acréscimo do rendimento, a 300 °C foi de 53,6% enquanto a 600 °C foi de 25,7%, como pode ser observado na Tabela 2. A redução no rendimento do *biochar* do caroço de açaí com o aumento da temperatura de pirólise também foi relatada por Almeida et al. (2021), de 41 % a 400 °C para 30% a 600 °C. Sato et al. (2019) observaram que para o *biochar* do caroço de açaí a temperatura teve maior influência do que o tempo de residência no rendimento. Em temperatura mais baixa (300 °C) os autores obtiveram maior rendimento (38%) se comparado a 700 °C (17%). A redução no rendimento do *biochar* pode ter ocorrido devido à desidratação e degradação térmica da estrutura de hemicelulose, celulose e lignina em líquidos orgânicos de baixo peso molecular e gases, em detrimento da produção de sólidos, resultando no aumento da concentração das cinzas (CHANDRA, BHATTACHARYA, 2019; NOVAK et al., 2009; SATO et al., 2019). As cinzas nos *biochars* representam frações que permanecem estáveis com o aumento da temperatura (CHANDRA, BHATTACHARYA, 2019).

No presente estudo os teores de cinzas aumentaram com a temperatura de pirólise, de 2,7% a 300 °C, 30 min e 120 min, para 5,0% a 600 °C e 30 min e 6,1% a 600 °C e 120 min, resultando no aumento do pH, que pode ser observado na Tabela 2. Vijayaraghavan e Balasubramanian (2021) estudaram a aplicação do biochar de resíduos de madeira de pinho na remoção de nitrato e fosfato da água. Como rendimento do *biochar* obtiveram 66,4%, 46,1%, 39,3% e 37,3% a 300 °C, 400 °C, 500 °C e 600 °C, respectivamente. Os autores também observaram que o teor de cinzas aumentou com o acréscimo da temperatura, 11,2%, 13,4%, 16,1%, 19,8% a 300 °C, 400 °C, 500 °C e 600 °C, respectivamente. Isso confirma o acúmulo de constituintes minerais com o aumento da temperatura de pirólise, como também o acréscimo no pH dos *biochars* produzidos.

A densidade do *biochar* do caroço de açaí diminuiu com o aumento da temperatura de pirólise, em comparação com a matéria-prima (0,994 g cm^{-3}). Na Tabela 2 é possível observar que a densidade diminuiu de 0,44 g cm^{-3} (300 °C, 30 min) para 0,34 g cm^{-3} (600 °C, 30 min). A 450 °C e 75 min a densidade média das partículas foi 0,56 g cm^{-3}. A redução da densidade com o aumento da temperatura de 300 °C para 600 °C, neste estudo, pode ter ocorrido devido ao aumento do volume de poros. Chen et al. (2021) produziram *biochar* da borra de café e observaram que a densidade diminuiu com o aumento da temperatura, 200 °C (0,38 g cm^{-3}), 250 °C (0,36 g cm^{-3}) e 300 °C (0,35 g cm^{-3}). Os autores concluíram que as taxas de decomposição de hemiceluloses, celulose e lignina foram em 310 °C, 330 a 370 °C e 400 °C, respectivamente. Como consequência, com o aumento da temperatura de pirólise, obtiveram aumento no volume total de poros (0,079 cm^3 g^{-1}) e redução da densidade, aumentando a eficiência de remoção de contaminantes.

O diâmetro médio das partículas de *biochar* foi 0,73 mm, mostrando que o processo de moagem foi homogêneo em todas as condições testadas. Cao et al. (2021) observaram que o processo de moagem de bolas melhorou a área de superfície do *biochar* obtido da planta rami (Boehmeria nivea (L.) Gaudich.), de 84,39 m^2 g^{-1} antes da moagem, para 179,31 m^2 g^{-1} após a moagem. Portanto, aumentou a eficiência de remoção de Cd^{2+} de 4,51 mg g^{-1} antes da moagem para 26,95 mg g^{-1} após a moagem. Resultados semelhantes foram relatados por Xu et al. (2021) para *biochar* de lascas da árvore nogueira. Os *biochars* antes da moagem mostraram capacidades de sorção de 1,70 mg g^{-1} a 450 °C e 3,60 mg g^{-1} a 600 °C do corante vermelho reativo. O processo de moagem de bolas aumentou significativamente as capacidades de remoção do corante para 9,20 mg g^{-1} a 450 °C e 16,7 mg g^{-1} a 600 °C.

Logo, o processo de moagem aumentou significativamente a capacidade de remoção de *biochars* para metais pesados e contaminantes orgânicos, devido ao aumento da área de superfície, que tem efeito na capacidade de retenção de contaminantes a partir de ligações eletrostáticas e grupos funcionais de superfície.

O elevado teor de umidade na biomassa reduz a taxa de aquecimento e aumenta o tempo necessário para atingir a temperatura de pirólise. Quanto maior a umidade maior será o custo de produção do *biochar,* sendo indicada biomassa com teor de umidade de até 10% (em peso) (TRIPATHI et al., 2016; DIAS et al., 2019). A biomassa neste estudo apresentou umidade de 5,29%.

Tabela 2 - Caracterização dos *biochars* do caroço de açaí

Análise	**Condição**						
	300 °C, 30 min	**600 °C, 30 min**	**300 °C, 120 min**	**600 °C, 120 min**	**450 °C, 75 min**	**450 °C, 75 min**	**450 °C, 75 min**
Densidade (g cm^{-3})	0,44 ± 0,04	0,34 ± 0,020	0,44 ± 0,010	0,39 ± 0,020	0,72 ± 0,060	0,49 ± 0,010	0,47 ± 0,030
Umidade (%)	0,30 ± 0,16	1,1 ± 0,49	0,21 ± 0,080	0,86 ± 0,40	0,28 ± 0,010	0,42 ± 0,060	0,40 ± 0,60
Cinzas (%)	2,7 ± 0,15	5,0 ± 0,10	2,7 ± 0,060	6,1 ± 0,070	5,0 ± 0,080	4,6 ± 0,050	4,7 ± 0,20
Diâmetro (mm)	0,69	0,75	0,73	0,74	0,75	0,74	0,73
Rendimento (%)	54 ± 7,2	26 ± 1,0	50 ± 4,5	21 ± 0,58	30 ± 1,8	31 ± 1,8	30 ± 1,5

3.2 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV)

As imagens de MEV (Fig. 2) revelaram morfologia heterogênea, com superfícies porosas irregulares e distintas. Essas observações são consistentes com todas as amostras de *biochar*. No entanto, como pode ser observado nas Figs. 2c e 2d, mantendo o mesmo tempo de residência (120 min), o aumento da temperatura de 300 °C para 600 °C resultou em estrutura mais porosa.

O caroço de açaí é composto por diferentes concentrações de lignina, celulose e hemicelulose, que se degradam em diferentes temperaturas de pirólise e, portanto, afetam as propriedades da superfície do *biochar,* como tamanho e distribuição dos poros (MOONEY, MANSFIELD, TOUHY, 1998). De acordo com Yang et al. (2007), a degradação térmica da hemicelulose, que corresponde de 20% a 40% da biomassa seca, ocorre entre 220 °C e 315 °C. A degradação da celulose, que corresponde de 20% a 40% da biomassa seca, ocorre de 315°C a 400 °C. A degradação da lignina (10% a 25% da biomassa seca) ocorre em faixa mais ampla, de 100 °C a 900 °C, devido à sua estrutura mais complexa, porém, apresenta pico de degradação em torno de 475 °C.

Durante a pirólise ocorre uma perda de massa, principalmente de matéria volátil (inicialmente água, seguido de hidrocarbonetos, H_2, CO e CO_2). No *biochar* produzido em baixa temperatura de pirólise pode ocorrer a condensação de compostos orgânicos voláteis, como álcoois, ácidos e cetonas, bloqueando os poros e o seu potencial de adsorção. Logo, a temperatura de pirólise abaixo de 400 °C não é capaz de fornecer condições para a volatilização completa dos compostos voláteis, podendo ocasionar o bloqueio de alguns poros. Conforme a temperatura sobe (400 °C e 500 °C) os voláteis são removidos, criando regiões esparsas e rachaduras no *biochar*, gerando mais poros (LENG et al., 2021), o que explica a maior porosidade, neste estudo, a 600 °C.

Este resultado também foi encontrado por Liu et al. (2021) na remoção de microcistinas da água utilizando *biochars* derivados de substrato de cogumelo. Os autores relataram que as estruturas dos poros dos *biochars* foram mais desenvolvidas a 600 °C. A área superficial específica a 300 °C foi 0,96 $m^2\ g^{-1}$, enquanto a 600 °C foi 4,02 $m^2\ g^{-1}$. Como também o volume total dos poros melhorou significativamente, de 2,30 $cm^3\ kg^{-1}$ a 300 °C para 22,1 $cm^3\ kg^{-1}$ a 600 °C. Segundo os autores, esse aumento ocorreu devido à maior perda de água no processo de desidratação e volatilização da matéria orgânica.

Liu, Deng e Shi (2020) aplicaram *biochar* derivado de serragem de pinheiro produzidos em diferentes temperaturas de pirólise (300 °C, 400 °C, 500 °C, 600 °C e 700 ° C)

para remoção de p-nitrofenol da água. Os autores observaram que a 300 °C o *biochar* apresentou área superficial específica e volume de poro de 21,583 $m^2\ g^{-1}$ e 0,021 $cm^3\ g^{-1}$, respectivamente, e a 600 °C, 432,737 $m^2\ g^{-1}$ e 0,233 $cm^3\ g^{-1}$, respectivamente. Resultado que, de acordo com os autores, foi provocado pela liberação de componentes voláteis, um processo que se torna mais eficaz à medida que a temperatura de pirólise aumenta.

Os *biochars* à base de biomassa lignocelulósica, como o presente estudo, apresentam estruturas de poros tubulares. Esta estrutura faz com que o *biochar* possua maior número de microporos, se comparado a *biochars* produzidos por outras biomassas. Logo, quanto menores os poros, maior a área superficial específica do *biochar* (IUPAC, 1985; Leng et al., 2021).

3.3 DIFRATOGRAMA DE RAIO-X (DRX)

Os difratogramas de raio-X (Fig. 3) apresentaram, para todas as condições estudadas, picos suaves próximos a $2\theta = 40°$, sendo indicativos de *biochars* com estrutura amorfa.

Com o aumento da temperatura de pirólise os componentes da biomassa, como a celulose, se decompõem e perdem constituintes como oxigênio e hidrogênio, por volatilização.

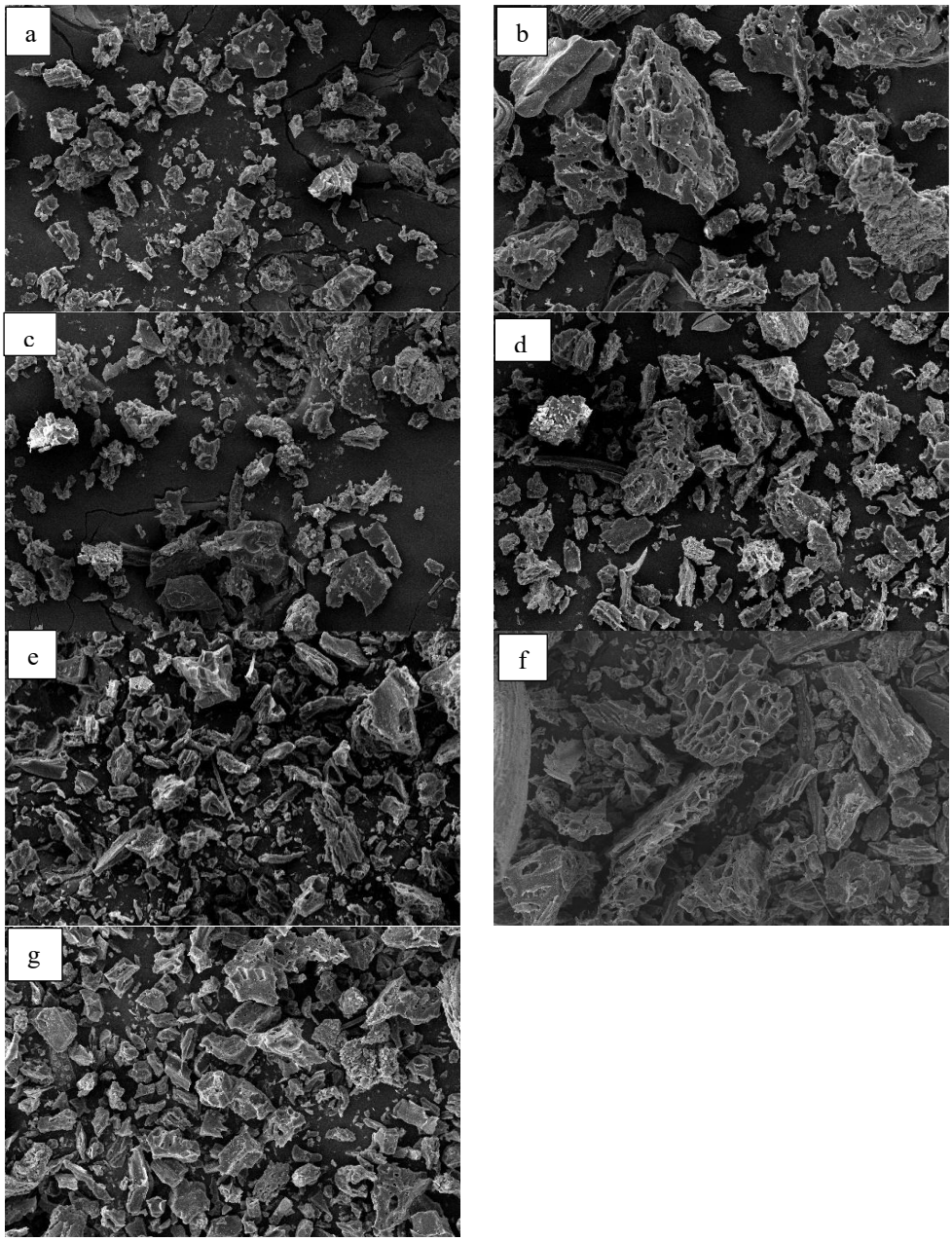
Também há perda de moléculas orgânicas, como álcoois, ácidos, cetonas, etc. Os átomos de carbono desses componentes que foram degradados se recompõem formando lâminas aromáticas cuja disposição é irregular, deixando interstícios livres entre eles. Assim, os picos suaves de DRX sugerem a prevalência de pequenas unidades aromáticas organizadas em ordem aleatória. Estas unidades aromáticas podem ter a presença de resíduos de lignina aromática estável, que tem característica amorfa (CLARK, 2010; KEILUWEIT et al., 2010).

Diante do exposto e do fato de que a celulose cristalina é quase completamente degradada na faixa de temperatura de 315 °C a 400 °C (YANG et al., 2007), tem-se estrutura de carbono desintegrada e aleatoriamente desordenada resultando na estrutura amorfa encontrada. A característica amorfa também foi mencionada por Pessôa et al. (2019) no *biochar* do caroço de açaí produzido a 700 °C e por Almeida et al. (2021) no *biochar* do caroço de açaí produzido a 400 °C e 600 ° C e ativado por K_2CO_3. Também foi relatada estrutura amorfa por Shen et al. (2021) no *biochar* de palha de trigo produzido a 500 °C.

A formação de *biochar* durante a pirólise de biomassa pode ser dividida em três estágios, decomposição inicial (< 500 °C), reconstrução (500 a 700 °C) e condensação (> 700 °C). Com o aumento da temperatura de pirólise ocorre o empilhamento progressivo das folhas

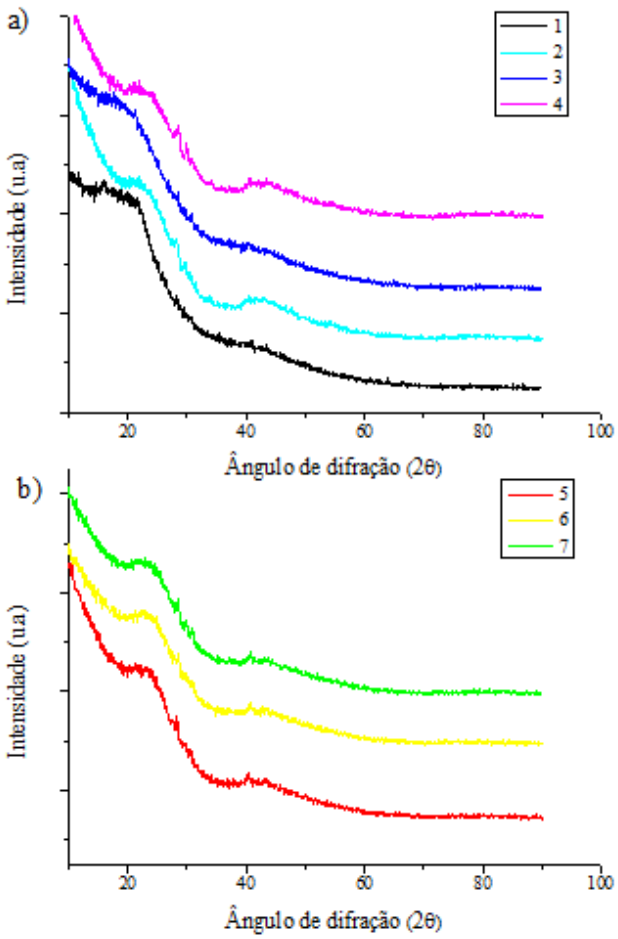
de grafeno e o crescimento lateral dos planos de grafeno, resultando na formação de cristalitos (CHEN et al., 2017). De acordo com Leng et al., (2021), com o aumento da temperatura de pirólise os carbonos amorfos se transformam em carbonos cristalinos por condensação (> 700 °C). Estruturas cristalinas são mais desenvolvidas, ordenadas e apresentam maior aromaticidade, resultando na maior adsorção de contaminantes (CHEN et al., 2017; LENG et al., 2021). Dessa forma, a estrutura amorfa encontrada em todas condições estudadas no presente estudo é devido a não transformação em carbono cristalino, por estarem abaixo de 700 °C.

Figura 2 - Micrografias dos *biochars* do caroço de açaí ampliados 200x



a) 300 °C (b) 600 °C, 30 min; (c) 300 °C (d) 600 °C, 120 min; (e, f e g) 450 °C, 75 min

Figura 3 - Difratogramas de raio-X dos *biochars* do caroço de açaí



a) (1), 300 °C (2) 600 °C, 30 min; (3) 300 °C (4) 600 °C, 120 min; b) (5, 6 e 7) 450 °C, 75 min

3.4 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FT-IR)

Os espectros de FTIR dos *biochars* do caroço de açaí para todas as condições estudadas apresentaram, em geral, um padrão semelhante (Fig. 4). As principais bandas de absorção foram: em aproximadamente 3600 cm^{-1} e 3255 cm^{-1}, atribuídas ao alongamento O – H, que representam fenóis, álcoois, carboxílicos, bem como a umidade intrínseca dos materiais; 2.925 cm^{-1} e 2.885 cm^{-1}, nas condições 1, 2, 3 e 4, e em 3.150 cm^{-1} e 2.885 cm^{-1}, nas condições 5, 6 e 7, foram atribuídas ao alongamento C – H associadas a grupos funcionais alifáticos (alcanos); 800 cm^{-1} foi atribuída às vibrações de alongamento C – H, relacionado com a existência de trecho de hidrocarbonetos aromáticos; 1700 cm^{-1} atribuída ao estiramento da ligação C = O aromático de ésteres das hemiceluloses e da lignina; 1613 cm^{-1} correspondente

à ligação dupla C = C dos anéis aromáticos da lignina (ALMEIDA et al., 2021; HUANG et al., 2021; PESSÔA et al., 2019; YANG, MIAO, LI, 2021).

Conforme a biomassa desidrata-se, as ligações alifáticas são convertidas em ligações aromáticas que são consolidadas em estruturas de grafeno estáveis (ZAMA et al., 2017). O que pode ser confirmado a partir da análise de FTIR no presente estudo a 600 °C, em que as bandas em 2.925 cm^{-1} e 2.885 cm^{-1}, atribuídas aos grupos funcionais alifáticos, têm menor intensidade se comparada com as bandas associadas aos grupos funcionais aromáticos (800, 1613 e 1700 cm^{-1}).

A partir do resultado de FTIR (Fig. 4) foi possível observar o aumento da aromaticidade do *biochar* do caroço de açaí. A relação positiva entre a capacidade de adsorção de um poluente e a aromaticidade do *biochar* pode estar relacionada a interação doador-aceitador de elétrons π-π e ligação de hidrogênio. A lignina, que sofre degradação na faixa de 100 °C a 900 °C, contém sítios aromáticos, além de grupos de ligações de hidrogênio. A interação entre a parte aromática da lignina e o contaminante contribui para o processo de adsorção. As ligações π-π entre os doadores π (poluente) e os grupos aceitadores π (anéis aromáticos presentes no *biochar*) são gradualmente aprimoradas, o que leva ao aumento da capacidade de adsorção (LI et al., 2020).

A formação de grupos oxigenados no *biochar* pode ter ocorrido durante a moagem, pelo processo de oxidação e ligação de heteroátomos, oxigênio, à estrutura de carbono. Os grupos de superfície contendo oxigênio são locais de ligação em potencial para adsorção do contaminante (XU et al., 2021). Estes grupos determinam a carga superficial, a hidrofobicidade e a densidade eletrônica das camadas grafíticas. Dessa forma, os grupos oxigenados ao conferir caráter básico ou ácido à superfície do *biochar*, promovem diferentes tipos de interações com o adsorvato (contaminante) em soluções aquosas (MORENO-CASTILLA, 2004). Logo, a moagem pode melhorar o desempenho de adsorção para metais pesados, corantes e compostos orgânicos voláteis (KUMAR et al., 2021).

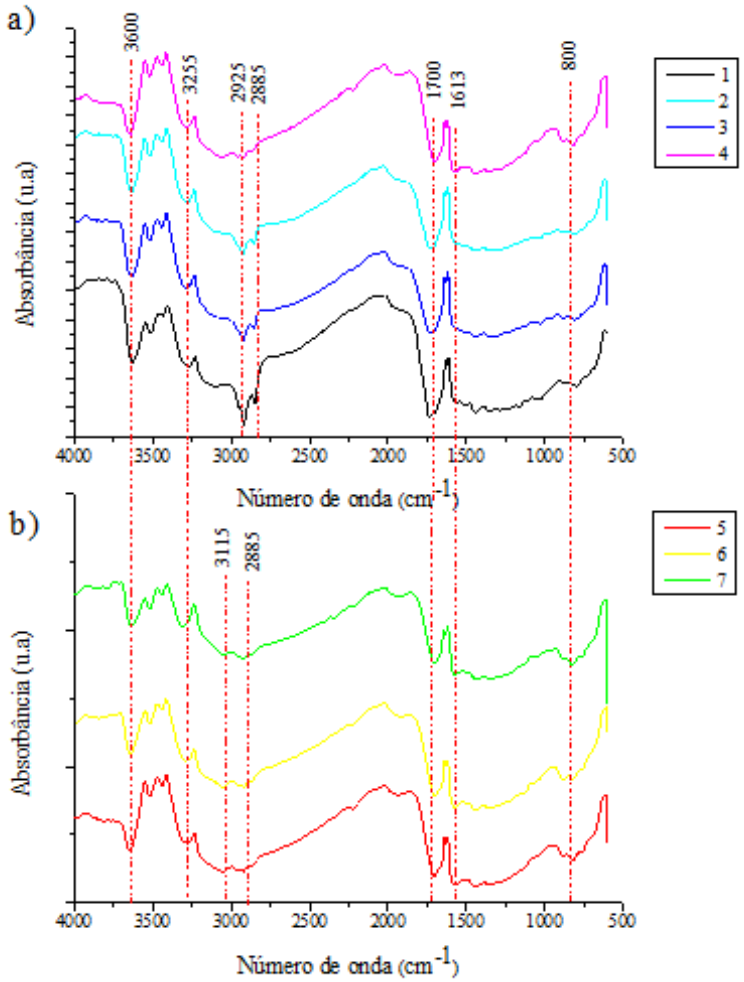
3.5 ANÁLISE DA ÁGUA

A água bruta obtida do canal São Gonçalo apresentou pH 7,16. Segundo a Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021), que trata da potabilidade da água, todas as condições testadas neste estudo, Tabela 3, apresentaram pH dentro do limite permitido (6,0 a 9,5).

Como pode ser observado na Tabela 2, quanto maior a temperatura de pirólise maior foi o teor de cinzas no *biochar*, 47,9% a 300 °C, 120 min e 64,9% a 600 °C, 120 min, e maior foi o pH, 7,50 a 300 °C, 120 min e 8,10 a 600 °C, 120 min. O aumento do pH da água, observado em todas as condições após a filtração, está associado ao teor de cinzas.

Isso porque, os componentes inorgânicos da biomassa, como cálcio, magnésio, silício, potássio, enxofre e fósforo, presentes nas cinzas dos *biochars*, não se degradam nas temperaturas testadas (300 °C, 450 °C e 600 °C). No entanto, estes elementos são apenas transformados em óxidos, hidróxidos e carbonatos que permanecem como parte do material (NOVAK et al., 2009).

Figura 4 - FT-IR dos *biochars* do caroço de açaí



a) (1), 300 °C (2) 600 °C, 30 min; (3) 300 °C (4) 600 °C, 120 min; b) (5, 6 e 7) 450 °C, 75 min

Tabela 3 - Respostas de pH e turbidez após filtração para os experimentos realizados

Experimentos	Temperatura (°C)	Tempo de residência (min)	Turbidez (NTU)	Eficiência de remoção de turbidez (%)	pH
1	-1 (300)	-1 (30)	19,0 ± 0,07	44,0	7,69 ± 0,2
2	+1 (600)	-1 (30)	14,0 ± 0,1	58,9	8,23 ± 0,04
3	-1 (300)	+1 (120)	17,8 ± 0,07	47,9	7,50 ± 0,04
4	+1 (600)	+1 (120)	12,0 ± 0,2	64,9	8,10 ± 0,001
5	0 (450)	0 (75)	17,0 ± 0,2	50,2	7,78 ± 0,04
6	0 (450)	0 (75)	18,2 ± 0,4	46,6	7,73 ± 0,01
7	0 (450)	0 (75)	18,6 ± 0,4	45,2	7,70 ± 0,04

Os resultados obtidos neste estudo para turbidez e eficiência na remoção de turbidez da água após a filtração pelo *biochar* do caroço de açaí são apresentados na Tabela 3. A turbidez é um dos parâmetros utilizados quando se deseja aferir a qualidade da água, pois mostra a presença de sólidos suspensos e dissolvidos que absorvem ou dispersam a luz (KHIARI et al., 2020).

A temperatura exerceu influência significativa ($p < 0,05$) no processo de remoção de turbidez da água pelo *biochar* do caroço de açaí, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4 - Coeficiente de regressão do planejamento fatorial da filtração com *biochar* do caroço de açaí

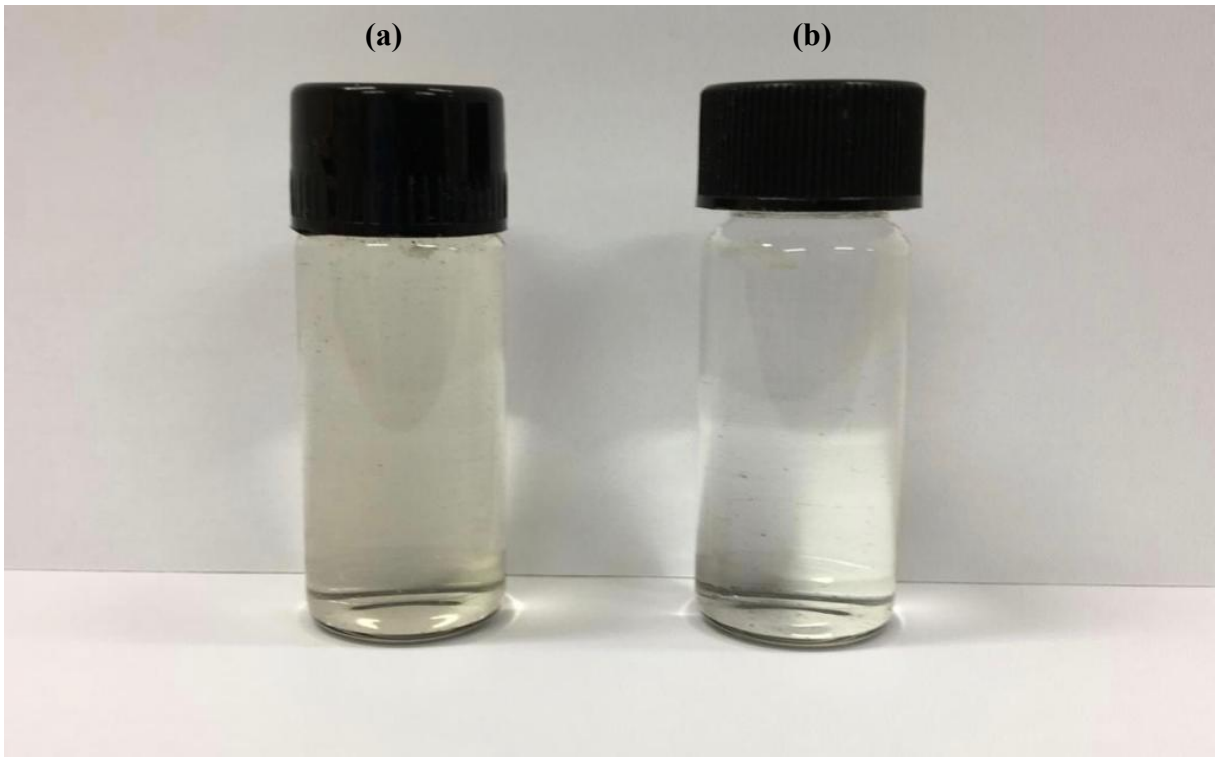
Fator	Coeficiente de Regressão	Erro padrão	$t_{(3)}$	p
Média	51,1	2,04	25,0	0,00014
(1) Temperatura (°C)	7,98	2,38	3,35	0,0203

Com os resultados da análise de variância verificou-se que o F calculado foi maior que o F tabelado para o *biochar* do caroço de açaí, além disso, o R^2 foi 0,69. Dessa forma, foi possível obter a equação que representa a eficiência de remoção de turbidez, (η, %) em função da temperatura (T, °C) de pirólise do *biochar* do caroço de açaí (Equação 4).

$$\eta_{\text{remoção turbidez}}\,(\%) = 51,1 + 7,98\,(T) \quad (4)$$

É possível observar na Tabela 4 que quanto maior for a temperatura, maior será a eficiência de remoção de turbidez, devido à relação positiva da variável avaliada. Neste estudo, como pode ser observado na Tabela 3, a maior eficiência de remoção de turbidez obtida após a filtração utilizando *biochar* do caroço de açaí foi 64,90 % (11,95 NTU), a 600 °C e tempo de residência de 120 min (Fig. 5). A água bruta obtida no canal São Gonçalo apresentou turbidez de 34 NTU. Os valores de turbidez após filtração variaram de 11,95 NTU a 19,05 NTU, enquanto as eficiências de remoção de turbidez variaram de 44,1 % a 64,9 %.

Figura 5 – Comparação entre a água bruta (a) e a água filtrada por *biochar* do caroço de açaí produzido a 600 °C e 120 min (b)



A partir das Tabelas 3 e 4, é possível observar que a capacidade de adsorção dos sólidos presentes na água aumentou com a elevação da temperatura.

Su et al. (2021) obtiveram remoção de azul de metileno de 1,20, 4,14, 3,06 e 39,36 mg g^{-1} por *biochar* de farelo de coco produzido a 600 °C, 700 °C, 800 °C e 900 °C, respectivamente. Os autores observaram que quanto maior a temperatura de pirólise, maior era a capacidade de adsorção dos poluentes, isso devido a estrutura do poro do *biochar* ser mais desenvolvida, devido à liberação de componentes voláteis, um processo que se torna mais eficaz à medida que a temperatura de pirólise aumenta.

Yang, Liu e Lu (2021) também observaram uma tendência de aumento na área superficial específica do *biochar* da palha de arroz à medida que se elevou a temperatura de pirólise. Os autores relataram área superficial específica de 14,326 m^2 g^{-1} a 650 °C e 2,900 m^2 g^{-1} a 350 °C. Segundo os autores, *biochars* produzidos a partir de 600 °C apresentam maior potencial para o tratamento de água ou remediação ambiental, devido à elevada área de superfície e ao alto número de nanoporos, fornecendo espaço disponível para a adsorção de contaminantes.

Xu et al. (2019) produziram *biochar* derivado das lascas da árvore nogueira, a 450 °C e 600 °C, mantendo o tempo de residência em 2 h. Os autores relataram que a área superficial

específica do *biochar* das lascas de nogueira produzido a 450 °C foi de 7,36 m^2 g^{-1} enquanto que o produzido a 600 °C foi de 370 m^2 g^{-1}. Como consequência, os autores obtiveram capacidade de remoção do corante vermelho reativo de 3,67 mg g^{-1} a 600 °C e 1,66 mg g^{-1} a 450 °C. Portanto, a fim de obter alta capacidade de sorção, geralmente é necessária maior temperatura de pirólise.

Os sólidos presentes na água, durante a filtração, também podem ser adsorvidos por interação eletrostática entre a partícula e a superfície sólida dos poros do *biochar* (GAO, 2007). Kaetzl et al. (2018) produziram *biochar* de madeira a 700 °C e desenvolveram um sistema de filtração. Os autores obtiveram turbidez média de 14 NTU, com redução média de turbidez de 93%. De acordo com os autores, a remoção de turbidez ocorreu devido à adsorção por meio de sua elevada área superficial específica.

No presente estudo, com o aumento da temperatura de pirólise os *biochars* tornaram-se mais porosos, devido à volatilização da matéria orgânica, contribuindo com a remoção dos sólidos em suspensão na água, resultado que está de acordo com os trabalhos citados. Assim, destaca-se a possível utilização do *biochar* do caroço de açaí na etapa final do processo de tratamento de água e não como uma etapa isolada. Isso porque mesmo com boa eficiência, os valores de turbidez ficaram fora do limite estabelecido pela legislação para potabilidade, de 5 NTU. Contudo, as propriedades do *biochar* devem ser aprimoradas de modo que resultem na maior adsorção de sólidos suspensos, como o estudo da ativação química e redução do tamanho da partícula.

4 CONCLUSÃO

Dentre os processos de pirólise avaliados, a condição de 600 °C e 120 min foi mais efetiva na remoção de turbidez por *biochar* do caroço de açaí. A 600 °C o *biochar* apresentou eficiência de remoção de turbidez de 64,9%, estatisticamente maior ($p < 0,05$) se comparado ao *biochar* pirolisado a 300 °C, que apresentou 47,87% de remoção. Na condição de pirólise a 600 °C, as ligações de elétrons π-π, pela elevada aromaticidade, e a maior porosidade podem ter contribuído com a remoção da turbidez. Portanto, este trabalho colabora com o aproveitamento dos resíduos do açaí, possibilitando sua conversão em *biochar* e aplicação como etapa de tratamento da água. Assim, a valorização circular do açaí pode ser fortalecida de forma sustentável.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. No âmbito do Programa Capes-PrInt (Processo nº 88887.310848 / 2018-00). Os autores agradecem ao Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicações (MCTIC) (Projeto 01200.004564 / 2015-12) e ao CEME-SUL / FURG (Centro de Microscopia Eletrônica da Zona Sul).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-HUSSEINI, T. R.; GHAWI, A. H.; ALI, A. H. Performance of hydraulic jump rapid mixing for enhancement of turbidity removal from synthetic wastewater: A comparative study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, p. 100590, 2019.

ALMEIDA, A. D. S. V.; VIEIRA, W. T.; BISPO, M. D.; MELO, S. F.; SILVA, T. L., BALLIANO, T. L.; SOLETTI, J. I. Caffeine removal using activated biochar from açaí 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. 104891, 2021.

AOAC, 1995. Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists, 16.ed. Washington.

BAZANA, S. L. Removal of heavy metals using activated carbon to obtain drinking water. Dissertation (Masters in Chemical Engineering) - State University of Maringá, 2014.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Particle density. **Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods**, v. 5, p. 377-382, 1986.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 de mai. de 2021.

CAO, G.; SUN, J.; CHEN, M.; SUN, H.; ZHANG, G. Co-Transport of Ball-Milled Biochar and Cd in Saturated Porous Media. **Journal of Hazardous Materials**, p. 125725, 2021.

CHAUKURA, N.; CHIWORESO, R.; GWENZI, W.; MOTSA, M. M.; MUNZEIWA, W.; MOYO, W.; NKAMBULE, T. T. A new generation low-cost biochar-clay composite 'biscuit'ceramic filter for point-of-use water treatment. **Applied Clay Science**, v. 185, p. 105409, 2020.

CHANDRA, S.; BHATTACHARYA, J. Influence of temperature and duration of pyrolysis on the property heterogeneity of rice straw biochar and optimization of pyrolysis conditions for its application in soils. **Journal of cleaner production**, v. 215, p. 1123-1139, 2019.

CHEN, W. H.; DU, J. T.; LEE, K. T.; ONG, H. C.; PARK, Y. K.; HUANG, C. C. Pore volume upgrade of biochar from spent coffee grounds by sodium bicarbonate during torrefaction. **Chemosphere**, v. 275, p. 129999, 2021.

CHOI, Y. K.; KAN, E. Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of alfalfa-derived biochar for the adsorption of bisphenol A and sulfamethoxazole in water. **Chemosphere**, v. 218, p. 741–748, 2019.

CLARK, H. L. M. **Remoção de fenilalanina por adsorvente produzido a partir da torta prensada de grãos defeituosos de café. 115 p**. 2010. Tese de Doutorado. Dissertação (Pós-Graduação em Ciência de Alimentos) Faculdade de Farmácia da UFMG-Belo Horizonte/MG.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. (2019). Análise Mensal: Açaí (fruto) Período: março de 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/AcaiZ-ZAnaliseZMensalZ-ZMarcoZ-Z2019> Acesso em: 04. Nov. 2021.

DIAS, Y. N.; SOUZA, E. S.; COSTA, H. S. C.; MELO, L. C. A.; PENIDO, E. S.; AMARANTE, C. B.; TEIXEIRA, O. M. M.; FERNANDES, A. R. Biochar produced from Amazonian agro-industrial wastes: properties and adsorbent potential of Cd^{2+} and Cu^{2+}. **Biochar**, v. 1, n. 4, p. 389–400, 2019.

GAO, C. Fatores que afetam a retenção de partículas em meios porosos. **Emirates Journal for Engineering Research**, v. 12, n. 3, 1-7, 2007.

GAO, J.; LIU, Y.; LI, X.; YANG, M.; WANG, J.; CHEN, Y. A promising and cost-effective biochar adsorbent derived from jujube pit for the removal of Pb (II) from aqueous solution. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2020.

HUANG, H.; REDDY, N. G.; HUANG, X.; CHEN, P.; WANG, P.; ZHANG, Y.; GARG, A. Effects of pyrolysis temperature, feedstock type and compaction on water retention of biochar amended soil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-19, 2021.

JORDAN, R. A.; BALDASSIN, J. R.; CORTEZ, L. A.; MOTOMIYA, A. V. Caracterização granulométrica de biomassa polidispersa pelo método de peneiramento mecânico. **Engenharia Agrícola**, v. 36*,* n. 1, p. 102-113, 2016.

KAETZL, K.; LÜBKEN, M.; GEHRING, T.; WICHERN, M. Efficient low-cost anaerobic treatment of wastewater using biochar and woodchip filters. **Water**, v. 10, n. 7, p. 818, 2018.

KEILUWEIT, M.; NICO, P. S.; JOHNSON, M. G.; KLEBER, M. Estrutura molecular dinâmica do carbono negro derivado da biomassa vegetal (biochar). **Ciência e tecnologia ambiental**, v. 44, n. 4, p. 1247-1253, 2010.

KHIARI, Z.; ALKA, K.; KELLOWAY, S.; MASON, B.; SAVIDOV, N. Integration of biochar filtration into aquaponics: effects on particle size distribution and turbidity removal. **Agricultural Water Management**, v. 229, p. 105874, 2020.

KRUEGER, B. C.; FOWLER, G. D.; TEMPLETON, M. R.; MOYA, B. Resource recovery and biochar characteristics from full-scale faecal sludge treatment and co-treatment with agricultural waste. **Water Research**, v. 169, p. 115253, 2020.

KUMAR, N. S.; SHAIKH, H. M.; ASIF, M.; AL-GHURABI, E. H. Biocarvão projetado a partir de resíduos de casca de maçã para remoção de alta eficiência de compostos fenólicos tóxicos em águas residuais. **Relatórios científicos**, v. 11, n. 1, p. 1-17, 2021.

LENG, L.; XIONG, Q.; YANG, L.; LI, H.; ZHOU, Y.; ZHANG, W.; HUANG, H. Uma visão geral sobre a engenharia da área de superfície e porosidade do *biochar*. **Ciência do Meio Ambiente Total** , p. 144204, 2020.

LI, Y.; HU, B.; GAO, S.; TONG, X.; JIANG, L.; CHEN, X.; AN, S.; ZHANG, F. Comparison of 17β-estradiol adsorption on soil organic components and soil remediation agent-biochar. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114572, 2020.

LIU, B. L.; FU, M. M.; XIANG, L.; FENG, N. X.; ZHAO, H. M.; LI, Y. W.; WONG, M. H. Adsorption of microcystin contaminants by biochars derived from contrasting pyrolytic conditions: Characteristics, affecting factors, and mechanisms. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 143028, 2021.

LIU, L.; DENG, G.; SHI, X. Adsorption characteristics and mechanism of p-nitrophenol by pine sawdust biochar samples produced at different pyrolysis temperatures. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.

MAGALHÃES, Y. A.; BATISTA, A. S. M.; DOS SANTOS FONTENELLE, R. O.; DA SILVA JULIÃO, M. S.; LOIOLOA, P. M. G.; MESQUITA, R. M.; AGUIAR. F. L. L.; OLIVEIRA, A. R. Qualidade microbiológica e físico-química da água dos açudes urbanos utilizados na dessedentação animal em Sobral, Ceará. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 12, n. 2, p. 141-148, 2014.

MOONEY, C. A.; MANSFIELD, S. D.; TOUHY, M. G. Saddler. JN The effect of initial pore volume and lignin content on the enzymatic hydrolysis of softwoods**. Bioresource Technol**, v. 64, p. 113, 1998.

MORENO-CASTILLA, C. Eliminación de Contaminantes Orgânicos de las aguas mediante adsorción em materiales de carbón. **Adsorbentes en la solución de algunos problemas ambientales**, p. 53-78, 2004.

NOVAK, J. M.; LIMA, I.; XING, B.; GASKIN, J. W.; STEINER, C.; DAS, K. C.; SCHOMBERG, H. Caracterização de biochar projetada produzido em diferentes temperaturas e seus efeitos em uma areia argilosa. **Annals of Environmental Science**, 2009.

PEDROSA, A. L.; PEDROZA, M. M.; CAVALLINI, G. S. Post-treatment of paint industry effluents by filtration using Andropogon biochar (Andropogon gayanus Kunth cv. Planaltina). **Environmental Science and Pollution Research**, v.26, n. 32, p. 33294-33303, 2019.

PESSÔA, T. S.; LIMA FERREIRA, L. E.; SILVA, M. P.; NETO, L. M. P.; NASCIMENTO, B. F.; FRAGA, T. J. M.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Açaí waste beneficing by gasification

process and its employment in the treatment of synthetic and raw textile wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118047, 2019.

SATO, M. K.; DE LIMA, H. V.; COSTA, A. N.; RODRIGUES, S.; MOONEY, S. J.; CLARKE, M.; DE FREITAS MAIA, C. M. B. Biochar as a sustainable alternative to açaí waste disposal in amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, 2020.

SATO, M. K.; LIMA, H. V.; COSTA, A. N.; RODRIGUES, S.; PEDROSO, A. J. S.; MAIA, C. M. B. F. Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. **Waste Management**, v. 96, p. 158–167, 2019.

SHEN, T.; WANG, P.; HU, L.; HU, Q.; WANG, X.; ZHANG, G. Adsorção de 4-clorofenol por biochar de palha de trigo e sua regeneração com persulfato sob irradiação de microondas. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105353, 2021.

SU, P.; GAO, X.; ZHANG, J.; DJELLABI, R.; YANG, B.; WU, Q.; WEN, Z. Melhorar a função de adsorção do biochar por grafitização mecanoquímica para remoção de poluentes orgânicos. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 15, n. 6, p. 1-12, 2021.

SUN, X.; ATIYEH, H. K.; LI, M.; CHEN, Y. Biochar facilitated bioprocessing and biorefinery for productions of biofuel and chemicals: A review. **Bioresource Technology**, v. 295, n. October 2019, p. 122252, 2020.

TRIPATHI, M.; SAHU, J. N.; GANESAN, P. Efeito dos parâmetros do processo na produção de *biochar* a partir de resíduos de biomassa por meio da pirólise: Uma revisão. **Revisões de Energia Renovável e Sustentável** , v. 55, p. 467-481, 2016.

VIJAYARAGHAVAN, K.; BALASUBRAMANIAN, R. Aplicação de biochar derivado de resíduos de madeira de pinho para a remoção de nitrato e fosfato de soluções simples e binárias. **Chemosphere**, p. 130361, 2021.

WAN, J.; LIU, L.; AYUB, K. S.; ZHANG, W.; SHEN, G.; HU, S.; QIAN, X. Characterization and adsorption performance of biochars derived from three key biomass constituents. **Fuel**, v. 269, n. October 2019, p. 117142, 2020.

WANG, J.; ZHANG, M. Adsorption characteristics and mechanism of bisphenol a by magnetic biochar. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 3, 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities**. World Health Organization, 2019.

XU, X.; ZHENG, Y.; GAO, B.; CAO, X. Biocarvão dopado com N sintetizado por um método de moagem de bolas fácil para sorção aprimorada de CO2 e vermelho reativo. **Chemical Engineering Journal**, v. 368, p. 564-572, 2019.

XU, X.; XU, Z.; HUANG, J.; GAO, B.; ZHAO, L.; QIU, H.; CAO, X. Sorption of reactive red by biochars ball milled in different atmospheres: Co-effect of surface morphology and functional groups. **Chemical Engineering Journal**, v. 413, p. 127468, 2021.

YANG, C.; LIU, J.; LU, S. Pyrolysis temperature affects pore characteristics of rice straw and canola stalk biochars and biochar-amended soils. **Geoderma**, v. 397, p. 115097, 2021.

YANG, C.; MIAO, S.; LI, T. Influence of water washing treatment on Ulva prolifera-derived biochar properties and sorption characteristics of ofloxacin. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

YANG, H.; YAN, R.; CHEN, H.; LEE, D. H.; ZHENG, C. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, v. 86, n. 12-13, p. 1781-1788, 2007.

ZAMA, E. F.; ZHU, Y. G.; REID, B. J.; SUN, G. X. The role of biochar properties in influencing the sorption and desorption of Pb (II), Cd (II) and As (III) in aqueous solution. **Journal of cleaner production**, v. 148, p. 127-136, 2017.

CAPÍTULO IV

5 CONCLUSÃO GERAL

Neste estudo, o *biochar* do caroço de açaí foi aplicado, de forma inédita, no sistema de filtração para remoção da turbidez. A partir da conversão termoquímica de pirólise, que consistiu em três temperaturas (300 °C, 450 °C e 600 °C) e três tempos de residência (30 min, 75 min e 120 min) foi possível obter *biochar* com rendimento máximo de 53,6 %. A temperatura de pirólise teve influência na porosidade dos *biochars* produzidos de acordo com as micrografias do MEV. A partir dos espectros de FTIR foi possível observar o aumento da aromaticidade do *biochar*. As pesquisas de materiais adsorventes obtidos de resíduos agroindustriais na remoção de contaminantes têm fornecido perspectivas promissoras. Desta forma, a partir do caroço de açaí foi possível desenvolver um sistema de filtração com eficiência de remoção de turbidez de 64,9%. Portanto, sugere-se que estes materiais possam ser utilizados como uma etapa no tratamento de água. As propriedades do *biochar* devem, contudo, serem aprimoradas de modo que resultem na maior adsorção de sólidos suspensos, como o estudo da ativação química e redução do tamanho da partícula. Dentre os processos de pirólise avaliados, conclui-se que a condição de 600 °C e 120 min foi mais efetiva na remoção de turbidez por *biochar* do caroço de açaí. Assim, os resultados obtidos neste estudo colaboram com uma alternativa para o tratamento de água, assim como com a valorização do caroço de açaí, reduzindo os impactos negativos gerados pela disposição irregular dos resíduos nas regiões produtoras do fruto.

CAPÍTULO V

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudar a ativação química do *biochar* do caroço de açaí e posterior aplicação no sistema de filtração para remoção de turbidez da água;
- Realizar a análise da área superficial específica e o volume total dos poros dos *biochars*;
- Testar temperaturas de pirólise superiores;
- Investigar os efeitos do tamanho do *biochar* na remoção de turbidez da água;
- Realizar a análise de todos os parâmetros de potabilidade da água.

7 RESÍDUOS GERADOS E DESTINO

Todos os resíduos foram segregados em frascos apropriados e classificados de acordo com as normas da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), onde a etapa experimental deste estudo foi realizada. Posteriormente, estes frascos foram recolhidos pela empresa responsável pelo gerenciamento de resíduos.

CAPÍTULO VI

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, A. V.; MOREIRA MELO, I.; SILVA PINHEIRO, I.; FARIAS FREITAS, J.; CRISTIANO SILVA MELO, A. Appreciation of acai core of a pulp producer from Ananindeua/PA: proposal of reverse channel structure oriented by NPSW and reverse logistics. **Revista Gestão da Produção Operações e Sistemas**, v. 12, n. 4, p. 59–83, 2017.

AMARAL, K. D. S; MACHADO, N. D.P. S. S.; NAVONI, J. A. Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, 2020.

BARBOSA, A. D. M.; REBELO, V. S. M.; MARTORANO, L. G.; GIACON, V. M. Caracterização de partículas de açaí visando seu potencial uso na construção civil, v.24, p. 3, 2019.

BARDESTANI, R.; KALIAGUINE, S. Steam activation and mild air oxidation of vacuum pyrolysis biochar. **Biomass and Bioenergy**, n.108, p. 101-112, 2018.

BENTES, V. L. I. Preparação e caracterização de compósitos a base de fosfatos de ferro suportados em carvões ativados de resíduos de caroços de açaí e do endocarpo de tucumã para aplicação ambiental. 137 f. Tese (Mestrado em Química), Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2017.

BORBA, J.; LESTE, A. N.; XAVIER, E. G.; SILVA, F. B.; MELO, A. M. DE. Tratamento de efluentes industriais através da utilização de plantas na despoluição da água, associado à decantação e filtração lenta. **Científica - Multidisciplinary Journal**, v. 5, n. 2, p. 132–137, 2018.

BRASIL, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Disponível em: <https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>. Acesso em: março, 2021.

BRASIL, 2020. Projeto da FURG vira prioridade e modelo para Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Disponível em < https://www.furg.br/noticias/noticias-institucional/projeto-da-furg-vira-prioridade-e-modelo-para-ministerio-da-ciencia-tecnologia-inovacoes-e-comunicacao> Acesso em: jun. 2021.

BRASIL. LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em: out. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 de mai. de 2021.

CANTRELL, K. B.; HUNT, P. G.; UCHIMIYA, M.; NOVAK, J. M.; RO, K. S. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of *biochar*. **Bioresource Technology**, v. 107, p. 419–428, 2012.

CHAUKURA, N.; CHIWORESO, R.; GWENZI, W.; MOTSA, M. M.; MUNZEIWA, W.; MOYO, W.; NKAMBULE, T. T. A new generation low-cost biochar-clay composite 'biscuit'ceramic filter for point-of-use water treatment. **Applied Clay Science**, v. 185, p. 105409, 2020.

CHEN, X.; CHEN, G.; CHEN, L.; CHEN, Y.; LEHMANN, J.; MCBRIDE, M. B.; HAY, A. G .Adsorção de cobre e zinco por *biochars* produzidos a partir de pirólise de madeira de lei e palha de milho em solução aquosa. **Bioresource technology** , v. 102, n. 19, p. 8877-8884, 2011.

CHI, T.; ZUO, J.; LIU, F. Desempenho e mecanismo de adsorção de cádmio e chumbo da água e do solo pelo biocarvão de palha de milho. **Fronteiras da Ciência e Engenharia Ambiental** , v. 11, n. 2, p. 15, 2017.

CHOI, Y. K.; KAN, E. Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of alfalfa-derived biochar for the adsorption of bisphenol A and sulfamethoxazole in water. **Chemosphere**, v. 218, p. 741–748, 2019.

CUIXIA, Y.; YINGMING, X.; LIN, W.; XUEFENG, L.; YUEBING, S.; HONGTAO, J. Efeito de diferentes temperaturas de pirólise nas características físico-químicas e (ii) remoção de biocarvão derivado de esterco de galinha. **RSC Advances**, v. 10, n. 7, p. 3667-3674, 2020.

DIAS, Y. N.; SOUZA, E. S.; COSTA, H. S. C.; MELO, L. C. A.; PENIDO, E. S.; AMARANTE, C. B.; TEIXEIRA, O. M. M.; FERNANDES, A. R. Biochar produced from Amazonian agro-industrial wastes: properties and adsorbent potential of Cd^{2+} and Cu^{2+}. **Biochar**, v. 1, n. 4, p. 389–400, 2019.

FERREIRA, D. C.; GRAZIELE, I.; MARQUES, R. C.; GONÇALVES, J. Investment in drinking water and sanitation infrastructure and its impact on waterborne diseases dissemination: The Brazilian case. **Science of The Total Environment**, p. 146279, 2021.

GAO, J.; LIU, Y.; LI, X.; YANG, M.; WANG, J.; CHEN, Y. A promising and cost-effective biochar adsorbent derived from jujube pit for the removal of Pb(II) from aqueous solution. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2020.

GE, J.; GUHA, B.; LIPPINCOTT, L.; CACH, S.; WEI, J.; SU, T. L.; MENG, X. Desafios da remoção de arsênio de águas residuais municipais por coagulação com cloreto férrico e alúmen. **Science of The Total Environment**, v. 725, p. 138351, 2020.

GUEDES, R. E.; LUNA, A. S.; TORRES, A. R. Parâmetros operacionais para produção de bio-óleo em pirólise de biomassa: uma revisão. **Jornal de pirólise analítica e aplicada**, n. 129, p.134-149, 2018.

GLAB, T.; GONDEK, K.; MIERZWA–HERSZTEK, M. Biological effects of biochar and zeolite used for remediation of soil contaminated with toxic heavy metals. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 1-11, 2021.

HOTT, R. C; MAGALHÃES, T. S.; MAIA, L. F.; SANTOS, K. S.; RODRIGUES, G. L.;

OLIVEIRA, L. C.; RODRIGUES, J. L. Purificação de água contaminada por arsênio usando filtros de molibdato de ferro e monitoramento de seus efeitos genotóxicos, mutagênicos e citotóxicos por meio de bioensaios. **Environmental Science and Pollution Research** , v. 28, n. 5, p. 5714-5730, 2021.

IBGE (2021) Instituto Brasileira de Geografia e Pesquisa. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura - quantidade produzida e valor da produção na extração vegetal, por tipo de produto extrativo. In: SIDRA. https://sidra.ibge.gov.br/tabela/289#resultado. Acesso em: 08 de abril de 2021.

INYANG, M. I.; GAO, B.; YAO, Y.; XUE, Y.; ZIMMERMAN, A.; MOSA, A. PULLAMMANAPPALLIL, P.; OK, Y. S.; CAO, X. Uma revisão do *biochar* como adsorvente de baixo custo para remoção aquosa de metais pesados. **Revisões críticas em ciência e tecnologia ambiental** , v. 46, n. 4, p. 406-433, 2016.

ISLAM, M. S.; KWAK, J. H.; NZEDIEGWU, C.; WANG, S.; PALANSURIYA, K.; KWON, E. E.; CHANG, S. X. Biochar heavy metal removal in aqueous solution depends on feedstock type and pyrolysis purging gas. **Environmental Pollution**, p. 117094, 2021.

KAETZL, K.; LÜBKEN, M.; GEHRING, T.; WICHERN, M. Efficient low-cost anaerobic treatment of wastewater using biochar and woodchip filters. **Water**, v. 10, n. 7, p. 818, 2018.

KAZEMI, H.; PANAHI, S.; DEHHAGHI, M.; OK, Y. S.; NIZAMI, A.; KHOSHNEVISAN, B.; MUSSATTO, S. I.; AGHBASHLO, M. A comprehensive review of engineered biochar: production, characteristics, and environmental applications. **Journal of Cleaner Production**, p. 122462, 2020.

KUMAR, N. S.; SHAIKH, H. M.; ASIF, M.; AL-GHURABI, E. H. Biocarvão projetado a partir de resíduos de casca de maçã para remoção de alta eficiência de compostos fenólicos tóxicos em águas residuais. **Relatórios científicos**, v. 11, n. 1, p. 1-17, 2021.

LAWAL, A. A.; HASSAN, M. A.; FARID, M. A. A.; YASIM-ANUAR, T. A. T.; YUSOFF, M. Z. M.; ZAKARIA, M. R.; ROSLAN, A. M.; MOKHTAR, M. N.; SHIRAI, Y. Production of biochar from oil palm frond by steam pyrolysis for removal of residual contaminants in palm oil mill effluent final discharge. **Journal of Cleaner Production**, v. 265, p. 121643, 2020.

LI, T.; FANG, F.; YANG, Y.; SHEN, W.; BAO, W.; ZHANG, T.; AI, F.; DING, X.; XIN, H.; WANG, X. Surface nano-engineered wheat straw for portable and adjustable water purification. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1028–1036, 2019.

LI, Y.; XING, B.; DING, Y.; HAN, X.; WANG, S. A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, p. 123614, 2020a.

LI, Y.; HU, B.; GAO, S.; TONG, X.; JIANG, L.; CHEN, X.; AN, S.; ZHANG, F. Comparison of 17β-estradiol adsorption on soil organic components and soil remediation agent-biochar. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114572, 2020b.

LOPES, M. P.; GALINHA, C. F.; CRESPO, J. G.;VELIZAROV, S. Optimisation of arsenate

removal from water by an integrated ion-exchange membrane process coupled with Fe co-precipitation. **Separation and Purification Technology**, v. 246, p. 116894, 2020.

LUCAS, B. F.; ZAMBIAZI, R. C.; COSTA, J. A. V. Biocompounds and physical properties of açaí pulp dried by different methods. **LWT**, v. 98, p. 335–340, 2018.

LYU, H.; GAO, B.; HE, F.; ZIMMERMAN, A. R.; DING, C.; HUANG, H.; TANG, J. Effects of ball milling on the physicochemical and sorptive properties of biochar: Experimental observations and governing mechanisms. **Environmental Pollution**, v. *233*, p. 54-63, 2018.

MENDONÇA, M. S. ***Biochar*** **de caroço de açaí como condicionador de solo na produção de mudas de pimenta-do-reino (*Piper nigrum* L.**). 2019. Dissertação (Mestrado em Agronomia (Ciência do solo)). Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal.

MOHD HASAN, M. H.; BACHMANN, R. T.; LOH, S. K.; MANROSHAN, S.; ONG, S. K. Effect of Pyrolysis Temperature and Time on Properties of Palm Kernel Shell-Based Biochar. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 548, n. 1, 2019.

O justo sabor da floresta. **Amazonbai**, Arquipélago do Bailique, Distrito de Macapá – AP. Disponível em: <https://amazonbai.com.br>. Acesso em: 08 de jul. de 2020.

PÉREZ-VIDAL, A.; RIVERA-SANCHEZ, S. P.; FLOREZ-ELVIRA, L. J.; SILVA-LEAL, J. A.; DIAZ-GOMEZ, J.; HERRERA-CUERO, L. F.; BOTERO, L. P. L. Remoção de E. coli e Salmonella em filtros de cerâmica operando em diferentes taxas de filtração. **Water research**, v. 159, 358-364, 2019.

PESSÔA, T. S.; LIMA FERREIRA, L. E.; SILVA, M. P.; NETO, L. M. P.; NASCIMENTO, B. F.; FRAGA, T. J. M.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Açaí waste beneficing by gasification process and its employment in the treatment of synthetic and raw textile wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118047, 2019.

QUEIROZ, L. S.; SOUZA, L. K. C.; THOMAZ, K. T.; LIMA, E. T. L.; FILHO, G. N. R.; NASCIMENTO, L. A.; PIRES, L. H. O.; FAIAL, K, C, F.; COSTA, C. E. F. 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, n. May, p. 110868, 2020.

RÊGO FILHO, Â. T. C. R..; RODRIGUES, C. A. N.; FREITAS FILHO, F.; JÚNIOR, J. C. F. R.; LEMOS, E. J. S.; DOS REIS, A. L. V. Implantação de estação piloto de tratamento de água tipo desferrização, composta por aerador tipo tabuleiro, leito de contato e conjunto de filtro rápido composto por carvão ativado e zeólita. **Águas Subterrâneas**, 2018.

RIBEIRO, E. A. S. **Sistemas produtivos, disponibilidade de biomassa e atributos energéticos de caroço de açaí e resíduos de serrarias familiares, em várzea estuarina do rio amazonas,** 2017. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Amapá, Macapá.

RODRÍGUEZ-ZÚÑIGA, U. F.; FARINAS, C. S.; BERTUCCI NETO, V.; LEMOS, V. Produção de complexos lignoceluliticos em substratos derivados de resíduos agroindustriais

por fermentação semisólida. **Embrapa Instrumentação-Resumo em anais de congresso**. WORKSHOP DE BIOCATÁLISE E BIOTRANSFORMAÇÃO, v. 4, p. 107, 2008.

SATO, M. K.; DE LIMA, H. V.; COSTA, A. N.; RODRIGUES, S.; MOONEY, S. J.; CLARKE, M.; DE FREITAS MAIA, C. M. B. Biochar as a sustainable alternative to açaí waste disposal in amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, 2020.

SATO, M. K.; DE LIMA, H. V.; COSTA, A. N.; RODRIGUES, S.; PEDROSO, A. J. S.; DE FREITAS MAIA, C. M. B. *Biochar* from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. **Waste Management**, v. 96, p. 158–167, 2019.

SILVA, C. K.; MASTRANTONIO, D. J. S.; COSTA, J.A.V; MORAIS, M.G. Innovative pH sensors developed from ultrafine fibers containing açaí (Euterpe oleracea) extract. **Food Chemistry**, v. 294, p. 397–404, 2019.

SILVA, P. C. A.; BARROS, E. M. A.; NASCIMENTO, T. G. Antioxidant properties of acai (*Euterpe oleracea*) in the metabolic syndrome. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 21, 2018.

SINGH, G.; KAUSHIK, S. K.; MUKHERJI, S. Revelations of an overt water contamination. **Medical Journal Armed Forces India**, v. 73, n. 3, p. 250–255, 2017.

SIZIRICI, B.; FSEHA, Y. H.; YILDIZ, I.; DELCLOS, T.; KHALEEL, A. O efeito da temperatura de pirólise e da matéria-prima no biochar derivado de resíduos de tamareira para remover metais simples e multi-metais em soluções aquosas. **Sustainable Environment Research** , v. 31 , n. 1, p. 1-16, 2021.

SOUSA, R. L. A.; THIM, G. P.; ALVAREZ-MENDEZ, M. O.; REIS, C. A.; MORAES, N. P.; RODRIGUES, L. A. Preparation, characterization, and application of low-cost açaí seed-based activated carbon for phenol adsorption. **International Journal of Environmental Research**, v. 12, n. 6, p. 755-764, 2018.

SUI, L.; TANG, C.; DU, Q.; ZHAO, Y.; CHENG, K.; YANG, F. Preparação e caracterização de biochar de palha de milho dopado com boro: equilíbrio e cinética de remoção de Fe (Ⅱ). **Journal of Environmental Sciences** , v. 106 , p. 116-123, 2021.

SUN, X.; ATIYEH, H. K.; LI, M.; CHEN, Y. Biochar facilitated bioprocessing and biorefinery for productions of biofuel and chemicals: A review. **Bioresource Technology**, v. 295, n. October 2019, p. 122252, 2020.

TONON, R. V.; BRABET, C.; HUBINGER, M. D. Anthocyanin stability and antioxidant activity of spray-dried açai (*Euterpe oleracea* Mart.) juice produced with different carrier agents. **Food Research International**, v. 43, n. 3, p. 907–914, 2010.

TORRINHA, R. **Única cooperativa com açaizal certificado do mundo conquista mais um selo de qualidade**, 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/ap/amapa/noticia/2019/03/04/unica-cooperativa-com-acaizal-certificado-do-mundo-conquista-mais-um-selo-de-qualidade.ghtml>. Acesso em: out. 2020.

TRIPATHI, M.; SAHU, J. N.; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of

biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 467–481, 2016.

VIEIRA, W. T.; BISPO, M. D.; MELO FARIAS, S.; ALMEIDA, A. D. S. V.; SILVA, T. L.; VIEIRA, M. G. A.; BALLIANO, T. L. Activated carbon from macauba endocarp (Acrocomia aculeate) for removal of atrazine: Experimental and theoretical investigation using descriptors based on DFT. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 2, p. 105155, 2021.

WAN, J.; LIU, L.; AYUB, K. S.; ZHANG, W.; SHEN, G.; HU, S.; QIAN, X. Characterization and adsorption performance of biochars derived from three key biomass constituents. **Fuel**, v. 269, n. October 2019, p. 117142, 2020.

WANG, J.; ZHANG, M. Adsorption characteristics and mechanism of bisphenol a by magnetic biochar. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 3, 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities**. World Health Organization, 2019.

YOO, J. H.; LUYIMA, D.; LEE, J. H.; PARK, S. Y.; YANG, J. W.; AN, J. Y.; OH, T. K. Efeitos do biochar de grãos usados de cervejaria no crescimento e na qualidade da alface (Lactuca sativa L. var. Crispa.). **Applied Biological Chemistry**, v. 64, n. 1, 1-10, 2021.

ZHANG, C.; LIU, L.; ZHAO, M.; RONG, H.; XU, Y. The environmental characteristics and applications of biochar. p. 21525–21534, 2018.

ZHANG, P.; LI, Y.; CAO, Y.; HAN, L. Characteristics of tetracycline adsorption by cow manure biochar prepared at different pyrolysis temperatures. **Bioresource technology**, v. 285, p. 121348, 2019.

ZHOU, X.; MOGHADDAM, T. B.; CHEN, M.; WU, S.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; ZHANG, X. Effects of pyrolysis parameters on physicochemical properties of biochar and bio-oil and application in asphalt. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146448, 2021.