



REAPROVEITAMENTO DE BIOMASSA AGRÍCOLA PARA SÍNTESE DE BIOCARVÃO PARA USO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO

ALINE A. dos S. SILVA^{1*}, KEIVISON A. MONTEIRO², JOSÉ P. R. FERREIRA³, CAROLINE P. M. de FREITAS⁴, NATÁLIA DOS SANTOS RENATO⁵, ANN H. MOUNTEER⁶

¹Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais

²Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

³Universidade Federal de Viçosa, Graduação em Engenharia Química.

⁴Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola

⁵Universidade Federal de Viçosa, Professora de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola

⁶Universidade Federal de Viçosa, Professora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
*e-mail: aline.a.silva@ufv.br

RESUMO - Com a produção agrícola cada vez maior, o conceito de resíduo zero se torna importante, e estudos que envolvem o reaproveitamento de resíduos agrícolas, se tornam necessários, principalmente por métodos termoquímicos que resultam em materiais de valor agregado. Nesse contexto, a casca de café, resíduo gerado no processamento dos grãos de café, foi utilizada para o preparo de adsorvente por processo termoquímico de pirólise, à temperatura de 350 °C, durante 1h, para uso no tratamento de esgoto doméstico secundário (EDS). O biocarvão (CA 350) obtido foi caracterizado por meio de rendimento, umidade, teores de voláteis e de cinzas, espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e determinação do pH de ponto de carga zero (pH_{pcz}). O EDS foi caracterizado antes e após o processo de adsorção por demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), condutividade elétrica e pH. Com o intuito de estudar qual a melhor massa de adsorção, foi realizado o teste de massa. Identificou-se que a melhor remoção foi com uma dose de 1,25 mg CA por mL de esgoto para a DQO ($12,91 \pm 2,71$ mg/q) e o COT ($11,25 \pm 0,33$ mg/q), demonstrando uma boa capacidade de remoção e empregabilidade de um novo material com valor agregado.

INTRODUÇÃO

O agronegócio se destaca na economia brasileira, por se tratar de um segmento industrial responsável por um rendimento de 2,376 trilhão de reais por ano. No ano de 2021, o setor de agronegócio foi responsável por 27,4% do Produto Interno Bruto (PIB), a maior porcentagem desde 2004 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2022).

Em virtude da grande produção agrícola, as quantidades de resíduos gerados a partir do processamento são de grandes escalas. Com isso, estudos envolvendo a reutilização desses

resíduos são cada vez mais comuns, principalmente para a produção de energia e síntese de materiais para a indústria, contribuindo para a geração de renda e a diminuição dos impactos ambientais (MORAES, *et al.*, 2017).

Considerando o aumento da relevância do debate ambiental nos últimos anos, é de grande importância analisar esse setor, base da economia brasileira, sob a ótica da diminuição e/ou aproveitamento de resíduos para geração de energia e síntese de novos materiais na indústria química. O manejo de resíduos agroindustriais deve ser encarado como uma oportunidade para o Brasil, pois o país apresenta-se como um grande produtor de

biomassa residual, com uma projeção de aumento para 1.402 milhões de toneladas para 2030 (MORAES, *et al.*, 2017).

No Brasil, os resíduos de biomassa gerados pelo setor agrícola, em sua maioria, não são tratados ou reutilizados, ocasionando impactos ambientais, uma vez que são queimados abertamente ou deixados para se decompor naturalmente (TRIPATHI *et al.*, 2019).

A biomassa obtida dos resíduos agroindustriais é um material lignocelulósica, que contém lignina (10 – 25% m/m), celulose (35 – 50% m/m), hemiceluloses (20 – 35% m/m) e quantidades variadas de proteínas e inorgânicos (CORREA *et al.*, 2019).

A biomassa é uma fonte renovável de carbono, com baixo teor de material inorgânico, precursor potencial para a síntese de materiais a base de carbono com novas funcionalidades. Apesar de seu alto teor de carbono, apenas uma pequena parte desse resíduo é reaproveitada atualmente. Cerca de 70-80% deste material é disposto em aterro sanitário (PIRSAHEB, 2020).

Para aproveitar os resíduos que são gerados no processamento de produtos agrícolas e viabilizar o desenvolvimento mais sustentável, vários processos termoquímicos e biológicos podem ser utilizados (LOPES *et al.*, 2021).

Dentre as técnicas bioquímicas, a formação de produtos líquidos e gasosos são predominantes, já em processos termoquímicos, o produto sólido, chamado de *biochar* (processo hidrotermal) ou *pirochar* (processo pirolítico), é obtido em maior quantidade (LIBRA *et al.*, 2011).

Nos processos termoquímicos, o calor é utilizado para a degradação e transformação de biomassa, pela pirólise lenta, pirólise rápida e a carbonização hidrotérmica (HTC) (Tabela 1).

Tabela 1: Comparativo entre os processos termoquímicos.

Processo	Temperatura (°C)	Tempo de Residência
Pirólise lenta	100 – 1.000	Minutos a horas
Pirólise Rápida	300 – 1.000	< 2 segundos
HTC	180 - 250	30 min a 16h

Fonte: Autor (2022).

A pirólise consiste na decomposição dos componentes da matéria orgânica, sob condições de ausência de oxigênio, gerando três frações distintas: bio-óleo, biochar e gás de síntese (*syngas*). É o principal método para produção de carvão, também conhecido como pirochar (LIBRA *et al.*, 2011).

A carbonização hidrotérmica (HTC), também conhecida como pirólise úmida, é conduzida na presença de água ou solventes orgânicos, sendo esta última denominada de carbonização solvotérmica, em um vaso reacional selado, submergindo a matéria-prima no solvente durante a reação. A água permanece no estado líquido, sob pressão autogerada no processo. (ATIQAHA NASIR; DAVIES; MCGREGOR, 2020).

O estudo de aplicação de métodos absorptivos no tratamento de efluentes, água e de emissões de gases atmosféricos, vem ganhando uma importância muito grande (COMIN, 2017). Os esgotos domésticos podem ocasionar grandes problemas ambientais, quando não são tratados corretamente uma vez que apresentam grandes quantidades de matéria orgânica e sólidos que, ao serem descartados de forma inadequada, comprometem o ambiente (HOSSAIN *et al.*, 2011). Para minimizar o impacto do lançamento dos esgotos, esses são tratados até o nível secundário, por processos biológicos, para remoção de matéria orgânica. No entanto, parte da matéria orgânica nos esgotos é recalcitrante ao tratamento biológico e pode representar um risco para o ambiente aquático quando do lançamento dos esgotos em corpos hídricos receptores.

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo a síntese de biocarvão proveniente da casca de café, submetido ao processo de pirólise, buscando a produção de material com valor agregado para a utilização no tratamento terciário de esgoto doméstico.

MATERIAIS E MÉTODO

Produção do Carvão Ativado

Obtenção e preparação do material precursor: as amostras da casca de café foram obtidas na fazenda Colibri & Jatobá, localizada na zona da mata mineira. A casca foi obtida in natura após o processo de descascamento, em

equipamentos projetados para esse fim, realizado através do processamento por via úmida do café.

As amostras de casca de café foram coletadas e secas naturalmente por 4 a 6 dias. Previamente seco, as amostras foram levadas para estufa a 105°C por 24 horas (NGUYEN *et al.*, 2021).

A amostras secas foram maceradas e peneiradas em peneira de 40 mesh, a fim de obter partículas com diâmetro entre 0,2 e 0,4 mm (CAO *et al.*, 2020), seguindo processo de peneiramento descrito na Norma Brasileira NBR 7217 (ABNT, 1987).

Agente ativante: o carvão foi ativado utilizando cloreto de zinco (ZnCl₂) como catalizador. O material precursor foi impregnado com o catalisador, na proporção 1:10 (3 g de cada catalisador e 30 g de biomassa) (CAO *et al.*, 2020).

A mistura de biomassa, catalisador e água deionizada foi agitada por 24h à temperatura ambiente e em seguida, seca em estufa à temperatura de 105°C por 24h. Após a secagem, o material foi peneirado para obter a granulometria de 0,2 a 0,4 mm.

Pirólise: a biomassa impregnada foi submetida à pirólise, em forno com atmosfera inerte de nitrogênio, vazão de 250 mL min⁻¹ e pureza de 99,99% (Figura 1). A temperatura utilizada foi de 350 °C, por 1hora, com uma velocidade de aquecimento de 10°C/min.

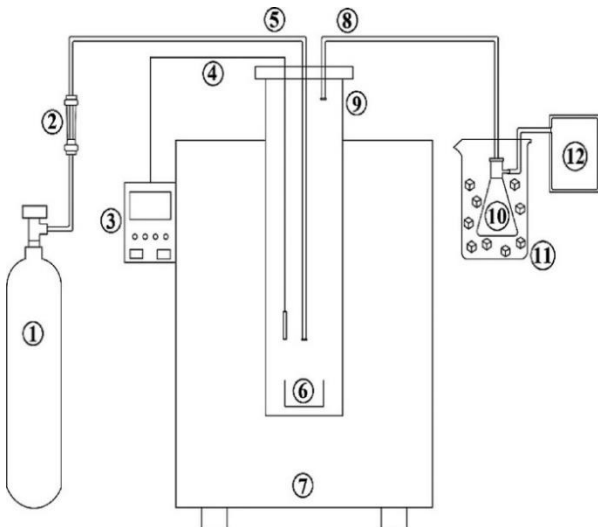


Figura 1: reator Pirólítico Utilizado no Experimento. Fonte: Rocha *et al.* (2020)

(1) cilindro de nitrogênio; (2) rotâmetro; (3) controlador de temperatura; (4) termopar (5) entrada de nitrogênio; (6) amostra; (7) forno elétrico; (8) saída de gás condensável; (9) reator; (10) recipiente para coleta de condensáveis; (11) capacitor; (12) bolsa coletora de gás.

Lavagem do carvão ativado: o biocarvão (CA 350) foi lavado para remover compostos residuais da superfície do material, possibilitando o aumento da área superficial e a porosidade (LIU *et al.*, 2021).

A lavagem foi realizada pela adição de 500 mL de solução de NaOH (1,0 M) em temperatura de +/- 70°C e com agitação por 60 min. Com o auxílio de centrífuga, o material foi lavado com água deionizada até atingir o pH igual a 7,0. O material foi colocado em estufa à 105°C por 24h e peneirado em 40 mesh.

Caracterizações do carvão ativado

Rendimento Gravimétrico: o rendimento do biocarvão, expressa a partir do cálculo da Equação 1:

$$R (\%) = \frac{M_f}{M_i} * 100 \quad (1)$$

sendo R percentual de rendimento, M_f a massa do carvão e M_i a massa inicial seca da casa de café.

Umidade: o teor de umidade foi determinado de acordo com as normas de ASTM-D3174 (2004) O cálculo da umidade foi conforme a Equação 2:

$$U (\%) = \frac{M_i - M_f}{M_i} * 100 \quad (2)$$

sendo M_i a massa da amostra (g) e M_f a massa da amostra após aquecimento (g).

Teor voláteis: a determinação de materiais voláteis baseou-se na norma ASTM D 3175 (2007). O cálculo do percentual da perda de massa foi realizado de acordo com a Equação 3.

$$PM (\%) = \frac{M_{se} - M_{am}}{M_{se}} * 100 \quad (3)$$

em que: M_{se} a massa da amostra (g) após secagem prévia em estufa e M_{am} a massa da amostra após aquecimento em mufla (g).

A partir dos cálculos, a porcentagem de material volátil (MV) da amostra foi obtida conforme a Equação 4.

$$MV (\%) = U (\%) - PM (\%) \quad (4)$$

sendo U (%) o teor de umidade da amostra já calculada.

Teor de cinza: a determinação do teor de cinza, seguiu a norma ASTM D3174, (2004), calculado empregando a Equação 5:

$$TC (\%) = \frac{M_{cr}}{M_{am}} * 100 \quad (5)$$

em que: M_{cr} a massa residual de cinza (g) após secagem prévia em estufa e M_{am} a massa da amostra após a obtenção do teor de voláteis (g).

Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR): foi realizada para a avaliação dos grupos funcionais da biomassa e do material adsorvente. A análise foi feita em equipamento Varian 660-IR com acessório de reflectância total atenuada PIKE GladiATR, com cristal de diamante. A transmitância foi avaliada no intervalo de número de onda 200 a 4000 cm^{-1} .

Determinação do Ponto de Carga Zero (pH_{PCZ}): a determinação do ponto de carga zero foi baseada na metodologia do ponto de efeito salino nulo (REGALBUTO e ROBLES, 2004). A análise consistiu em utilizar 50,0 mL de solução cloreto de sódio (NaCl 0,1 mol L^{-1}) sob diferentes condições de pH inicial, nos intervalos de 1 a 11. Para o ajuste do pH foram utilizadas soluções de HCl e NaOH, ambas a 0,5 mol L^{-1} . O pH do ponto inicial foi registrado utilizando pHmetro de bancada Lab 1000, modelo mPA 210.

Em cada solução, foi adicionado 50,0 mg do material adsorvente e mantido por agitação mecânica por 24h a 120 rpm. Ao final do processo, o sistema foi centrifugado e medido o pH do sobrenadante. A identificação do pH_{PCZ} foi realizada calculando a média aritmética do pH final entre os pontos que apresentaram valores constantes.

Obtenção e caracterização do esgoto doméstico secundário e de lavagem do CA350

O esgoto doméstico secundário foi coletado na saída de um reator UASB operado no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa (Minas Gerais, Brasil). O efluente de lavagem do CA350 foi coletado após as etapas de lavagem descrita anteriormente.

Os efluentes foram caracterizados pela quantificação de DQO, COT, pH e condutividade elétrica, de acordo com os procedimentos dispostos no Standard Methods (Tabela 2) (APHA, 2017).

Tabela 2: métodos analíticos utilizados na caracterização de efluentes

Parâmetro	Método*	Equipamento
DQO	5220 D	Termoreator MA4004, Marconi Espectrofotômetro DR3800, Hach
pH	4500 – H ⁺ B	pHmetro PA-210A, Mylabor
COT	5310 B	Analizador TOC-V-CPN/CPH, Shimadzu
Cond. Elétrica	2510 B	Condutivímetro R-TEC-4P-MP, Tecnal

* SMEWW (APHA, 2017)

Efeito da massa no processo adsorptivo de DQO e COT de efluente doméstico secundários

Para avaliar a capacidade adsorptiva do CA 350, foram utilizados 20 mL de esgoto doméstico secundário com as seguintes massas do biocarvão: 25, 50, 75 e 100 mg. Após a adição, as amostras foram colocadas em agitação de 80 rpm por 24h à temperatura ambiente. Por fim, foram filtradas e a DQO quantificada (Tabela 3).

A capacidade adsorptiva foi calculada pela Equação 6:

$$q = \left(\frac{VC_{in} - VC}{Mads} \right) \quad (6)$$

em que: q é a capacidade adsorptiva, após atingir o equilíbrio (mg g^{-1}), V é o volume de solução (mL), C_{in} concentração inicial da solução (mg L^{-1}), C é a concentração da solução (mg L^{-1}) no equilíbrio e M_{ads} é a massa do adsorvente (g).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do rendimento da produção de carvão e da lavagem para obtenção do pH 7, podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3: rendimento do Carvão obtidos após a pirólise e lavagem.

Amostra	RP (%)	RL (%)	RT (%)
CA350	42,1	61,0	25,7

Fonte: autor, (2022).

O rendimento do biocarvão obtido da pirólise (RP) foi 42,10%, sendo que ao realizar as lavagens no material, esse valor aumentou para 61,0%. A lavagem do biocarvão ativado é realizado para remoção de impurezas de dentro dos poros, aumentando a capacidade de adsorção do material.

Segundo Teixeira e Sampaio (2016) o aumento da temperatura na reação de pirólise, ocasiona um menor rendimento, devido à volatilização dos compostos orgânicos sólidos e gaseificação de resíduos carbonosos.

A ativação do material submetido a altas temperaturas, ocasiona um aumento da porosidade, obtendo assim a abertura de micro poros e conseqüentemente aumenta a área superficial do material (CAO *et al.*, 2017).

O agente ativador impregnado no material, exige lavagem para a retirada do seu excedente e carreamento de cinzas e alcatrão formados na pirólise resultando na liberação dos espaços de microporosidade (WERLANG *et al.*, 2013).

Fatores como lavagem, rota de síntese, razão de impregnação e resíduo lignocelulósico, resulta em biocarvões com rendimentos, características químicas, físicas e texturais e capacidade adsorptivas diferentes (JAWAD *et al.*, 2019).

Caracterização do Carvão Ativado

O resultado das análises imediatas pode ser observado na Tabela 4. Dai *et al.* (2012) afirma que o teor de umidade em biocarvões obtidos do processo de pirólise, devem ser inferiores a 10%, caso contrário, pode influenciar no rendimento do material.

O valor obtido de teor de umidade, 5,03%, encontra-se de acordo com os reportados pela literatura, condizente também com valores encontrados para biomassa de produção agrícola (Nogueira e Rendeiro, 2008).

Tabela 4: resultados de Análises Imediatas do biocarvão.

Análises	Resultado (%)
Umidade	5,03
Teor Voláteis	31,62
Cinzas	26,28

Fonte: autor, (2022).

O material ao ser submetido ao processo de pirólise, por ser realizada em alta temperaturas, promove um aumento da área superficial, devido à maior liberação de materiais voláteis (PINHEIRO *et al.*, 2005). Conseqüentemente, promove a maior formação de poros com diferentes tamanhos. A formação dos poros é decorrente a degradação da celulose, hemiceluloses e lignina, componentes presentes na biomassa.

O teor volátil e o teor de cinza encontrados para a casca de café foram de 31,62% e 26,28% (Tabela 4). A temperatura do processo termoquímico influencia nos resultados das análises imediatas (Teixeira e Sampaio 2016). Com a elevação da temperatura, a porcentagem do teor de cinza em biocarvões aumenta, conforme exemplificado por alguns autores para vários resíduos como madeira, resíduos agrícola e estrume de vaca (MCBEATH *et al.*, 2014; ENDERS *et al.*, 2012).

O teor de cinzas é relacionado com os nutrientes (materiais inorgânicos) presentes na biomassa utilizada para a produção do biocarvão. Com a remoção dos compostos voláteis, as cinzas são concentradas e com a elevação da temperatura, materiais inorgânicos aumentarão (TAG *et al.*, 2016).

Foi encontrado um valor de 5,60 para o pH de ponto de carga zero (pH_{PCZ}) do biocarvão ativado (Figura 2).

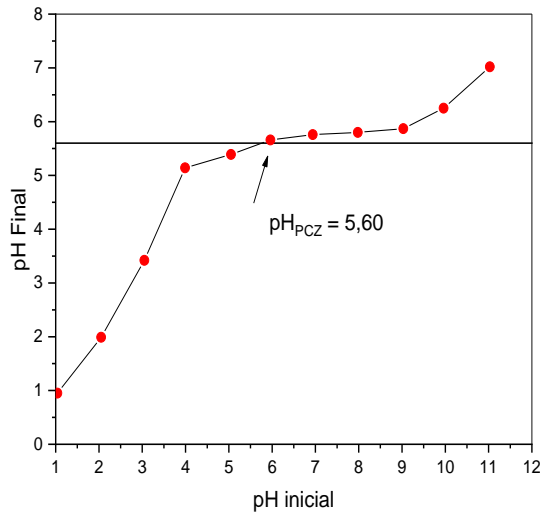


Figura 2: valor do pH_{PCZ}
Fonte: autor, (2022).

A determinação do pH_{PCZ} ajuda a entender o comportamento elétrico do material que está sendo estudado, ocasionando a interferência na adsorção de um determinado poluente através de interações eletrostáticas (SU *et al.*, 2020). Quando o pH do meio é menor que pH_{PCZ}, os grupos funcionais de superfície do adsorvente estarão protonados e a superfície estará carregada positivamente. Caso contrário, sendo o pH do meio maior que pH_{PCZ}, a superfície do material estará desprotonada, e, portanto, carregada negativamente (CHAO, 2017).

Os espectros FTIR da casca de café e do biocarvão se encontram na Figura 3.

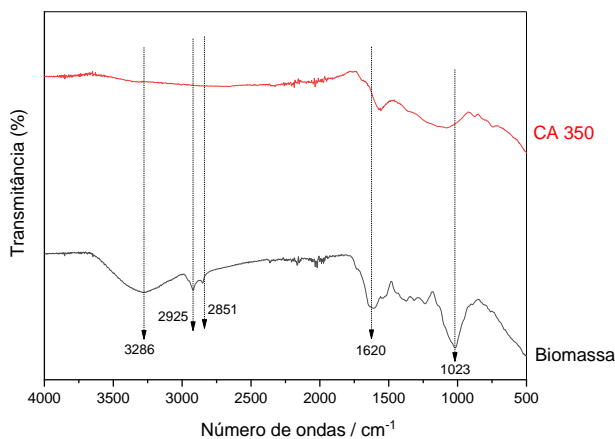


Figura 3: análise de FTIR da casca de café (Biomassa) e do biocarvão (CA 350)
Fonte: autor, (2022).

A banda no espectro da biomassa entre 3500 e 3200 cm^{-1} é característica de estiramento das ligações de grupamentos hidroxila da celulose e da lignina que fazem parte da biomassa lignocelulósica, além de apresentar à presença de água superficial. No espectro do carvão, essa banda não é observada (SILVERSTEIN *et al.*, 2005).

Na região entre 2925 e 2851 cm^{-1} , é possível observar a presença de dois picos característicos da vibração de ligação alifática - CH, que estão presentes na lignina e correlacionado com a hidrofobicidade (BOREL *et al.*, 2020). No espectro do biocarvão submetido a pirólise é possível observar a diminuição significativa da intensidade do sinal relativo a esses grupos, diminuindo o caráter hidrofóbico do material, e maior desidratação (KINNEY *et al.*, 2012).

A banda a 1620 cm^{-1} correspondente a anéis aromáticos presentes na lignina, é atribuída a ligação C=C, sendo preservada durante o tratamento pirolítico (PARSHETTI *et al.*, 2013).

A diminuição do pico a 1023 cm^{-1} submetido ao processo de pirólise é atribuído ao estiramento da ligação C-O, tipicamente associado à celulose e hemiceluloses, evidenciando a degradação dos constituintes da biomassa e a diminuição dos grupos funcionais presentes na superfície do material (PARSHETTI *et al.*, 2013).

Ao submeter a biomassa ao tratamento químico e térmico em alta temperatura, ocorre a diminuição ou desaparecimento de picos característicos dos grupos funcionais identificados na biomassa, o que sugere um avanço das reações de degradação, ocasionando perdas de alguns grupos superficiais e ganhos de outros devido ao agente ativador, como também o desenvolvimento da porosidade, levando a um aumento da capacidade de adsorção do material ativado produzido.

Características do Efluente de Lavagem do Carvão Ativado e do Esgoto Secundário

A caracterização do efluente de lavagem do CA 350 e do esgoto doméstico secundário está apresentada na Tabela 5.

Tabela 5: características do esgoto doméstico secundário (EDS) e do efluente da lavagem do CA 350

Parâmetro	EDS	CA 350
DQO (mg/L)	$82 \pm 2,2$	$59 \pm 0,42$
COT (mg/L)	$32 \pm 0,9$	-
pH	7,5	9,6
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	608	4080

Fonte: autor, (2022).

A caracterização do efluente de lavagem é pertinente por ser um processo de síntese de adsorventes por ativação química. Diante disso, torna-se necessário sua caracterização para elucidar o possível potencial poluidor desse efluente no corpo receptor e se é necessário tratamento prévio para seu descarte.

De acordo com Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Conselho de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CRH), o limite para DQO permitido para lançamento em corpos d'água é 180 mg/L, sendo os valores obtidos para o material adsorvente (CA 350) e para o efluente secundário doméstico (EDS) abaixo desse limite.

O COT do EDS foi de $32 \pm 0,9$ mg/L, o que indica a persistência de micropoluentes (agroquímicos, substâncias húmicas, entre outros), e assim, a necessidade de um tratamento terciário para sua remoção (DANTAS *et al.*, 2017).

Os valores obtidos nas análises de pH foram 7,5 para o EDS e 9,7 para o CA 350. De acordo com a Resolução CONAMA n° 430/2011, o pH do efluente de qualquer fonte poluidora, para ser lançado diretamente no corpo receptor, deve estar entre 5,0 e 9,0. O pH do EDS atende esses limites, mas o do efluente de lavagem não os atende, devido à lavagem do material com NaOH, produzindo um efluente com característica alcalina.

A condutividade elétrica para ambos efluentes foi maior que 100 $\mu\text{S/cm}$, indicando que seu descarte pode impactar de forma negativa o ambiente aquático, com risco de salinização para o corpo receptor (SANTOS *et al.*, 2019).

Efeito da massa no processo adsorativo

Na análise de DQO, o valor que obteve melhor massa de remoção foi 25mg ($12,91 \pm 2,71$ mg/q), o que também é observado para a análise de COT ($11,25 \pm 0,33$ mg/q). Porém com o aumento da massa, é observado que a eficiência de remoção diminui (Figura 4).

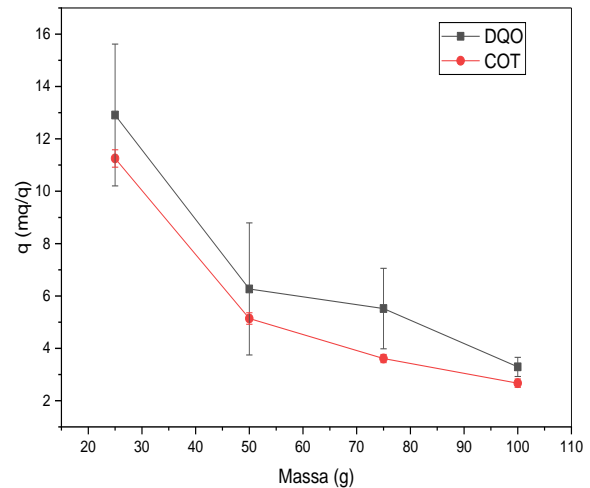


Figura 4: Influência da massa do CA nas análises de DQO e COT

Fonte: autor, (2022).

A massa do adsorvente é um parâmetro importante, pois determina a eficiência de remoção da matéria orgânica. O emprego de uma massa otimizada para a remoção de contaminantes é essencial para uma aplicação mais eficiente. Os resultados obtidos, exibem propriedade adsorativa através do parâmetro de capacidade de adsorção (q), no qual diminui com o aumento da massa.

O aumento da quantidade do material adsorativo, resulta na maior remoção devido ao aumento da quantidade de sítios ativos (TSAI *et al.*, 2013). Entretanto, existe um limite no qual a eficiência de adsorção atinge a saturação, e o aumento da dose, se torna improdutivo. Segundo YI (2016), a saturação pode ser atribuída devido à sobreposição dos sítios absorvedores.

A capacidade adsorativa decresce com o aumento da concentração do adsorvente devido à diminuição da relação de equilíbrio do sistema entre massa de adsorvato e a massa de adsorvente (ROCHA *et al.*, 2012).

Outro fator que pode ser associado a redução de adsorção mesmo com o aumento de massa é a baixa agitação do sistema que

prejudica a colisão das moléculas do adsorvente com o adsorvato a ser removido reduzindo assim os valores da capacidade adsortiva (SILVA *et al.*, 2019).

CONCLUSÃO

As análises de caracterização do biocarvão obtido via pirólise e do efluente foram importantes para demonstrar a aplicabilidade em resíduos, como uma alternativa promissora. O teste de adsorção realizado em diferentes massas demonstrou uma boa capacidade de remoção, e a empregabilidade de um novo material com valor agregado.

NOMENCLATURA

HTC = Carbonização Hidrotérmica.
 DQO = Demanda Química de Oxigênio
 pH_{pcz} = pH de Ponto de Carga Zero
 COT = Carbono Orgânico Total
 pH = Potencial Hidrogeniônico
 FTIR = Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier.
 CA 350 = Carvão Ativado obtido por Pirólise a 350 °C.
 EDS = Efluente Doméstico Secundário
 RP = Rendimento pirólise
 RL = Rendimento lavagem
 RT = Rendimento total

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. Agregados-determinação da composição granulométrica: NBR 7217. Rio de Janeiro, 1987.
 ASTM D 3174-04. (2004). Standard Practices for Infrared Multivariate Quantitative Analysis.
 ASTM D 3175-07. (2007). Standard Practices for Infrared Multivariate Quantitative Analysis.
 ATIQA H NASIR, N.; DAVIES, G.; MCGREGOR, J. Tailoring product characteristics in the carbonisation of brewers' spent grain through solvent selection. *Food and Bioproducts Processing*, v. 120, p. 41–47, 2020.

BOREL, L. D. M. S. ; FILHO, A. M. R. ; XAVIER, T. P. ; BARROZO, M. A. S. (2020). An investigation on the pyrolysis of the main residue of the brewing industry. *Biomass and Bioenergy*, v. 140, p. 105698.
 CAO, X.; AB, S. S.; SUN, R. (2017). Application of biochar-based catalysts in biomass upgrading: a review.
 COMIN, A. M. (2017). Proposta de tratamento complementar ao efluente proveniente de uma indústria de cosméticos. p. 37.
 COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental), CERH (Conselho de Recursos Hídricos de Minas Gerais) Resolução Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (2008). Belo Horizonte.
 CORREA, C. R., HEHR, T., VOGLHUBER-SLAVINSKY, A., RAUSCHER, Y., KRUSE, A. (2019). Pyrolysis vs. hydrothermal carbonization: Understanding the effect of biomass structural components and inorganic compounds on the char properties. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 140, n. March, p. 137–147.
 DAI, J.; CUI, H.; GRACE, J. R. (2012). Biomass feeding for thermochemical reactors. *Prog. In Energy and Comb. Sci.*, v.38, n. 5, p.716 – 736.
 ENDERS, A., HANLEY, K., WHITMAN, T., JOSEPH, S., LEHMANN, J., (2012). Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresour. Technol.* 114, 644–653.
 HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P. F. (2011). Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92: 233-228.
<https://www.gov.br/agricultura/ptbr/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/agropecuaria-brasileira-em-numeros/abn-06-2022.pdf/view> acesso dia 11/07/2022 às 10:00.
 JAWAD, A. H.; RAZUAN, R.; APPATURI, J. N.; WILSON, L. D. (2019). Adsorption and mechanism study for methylene blue

- dye removal with carbonized watermelon (*Citrullus lanatus*) rind prepared via one-step liquid phase H₂SO₄ activation. *Surfaces and interfaces*, v. 16, p 76-84.
- KINNEY, T. J.; MASIELLO, C.A.; HOCKADA, W.C.; DEAN, M. R.; ZYGOURAKIS, K.; BARNES, R.T. (2012). Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy*, v. 41, p. 34–43.
- LIBRA, J. A., KYOUNG, S. R., KAMMANN, C., FUNKE, A., BERGE, N. D., NEUBAUER, Y. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*, v. 2, n. 1, p. 71–106.
- LIU, Z., WANG, Z., CHEN, H., CAI, T. (2021). Hydrochar and pyrochar for sorption of pollutants in wastewater and exhaust gas: A critical review *. *Environmental Pollution*, v. 268, p. 115910.
- LOPES, R. P., ASTRUC, D. (2021). Biochar as a support for nanocatalysts and other reagents: Recent advances and applications. *Coordination Chemistry Reviews*, v. 426, p213585.
- MCBEATH, A.V., SMERNIK, R.J., KRULL, E.S., LEHMANN, J., (2014). The influence of feedstock and production temperature on biochar carbon chemistry: a solid-state ¹³C NMR study. *Biomass Bioenergy* 60, 121–129.
- MORAES, S. L., MASSOLLA, C. P., SACCOCCIO, E. M., SILVA, D. P., GUIMARÃES, Y. B. T. (2017). Cenário brasileiro da geração e uso de biomassa adensada. *Revista ITP | Tecnologia e Inovação*. V. 1. n. 4. p. 58-73.
- MUKHERJEE, A.; ZIMMERMAN, A. R.; HARRIS, W. (2011). Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 163 (3–4), 247-255.
- PARSHETTI, G. K.; HOEKMAN, S. K.; BALASUBRAMANIAN, R. (2013). Chemical, structural and combustion characteristics of carbonaceous products obtained by hydrothermal carbonization of palm empty fruit bunches. *Bioresource Technology*, v. 135, p. 683–689.
- PIHEIRO, P. C. C.; FIGUEIREDO, F. J.; SÈYE, O. (2005). Influência da temperatura e da taxa de aquecimento da carbonização nas propriedades do carvão vegetal de *Eucalyptus*. *Biomassa & Energia*, v. 2, n. 2, p. 159-168.
- PIRSAHEB, M.; MORADI, S.; SHAHLAEI, M.; FARHADIAN, N. Fenton-like removal of tetracycline from aqueous solution using iron-containing carbon dot nanocatalysts. *New J. Chem.*, v. 44, 2020.
- REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. (2004), *The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation*. University of Illinois: Chicago.
- ROCHA, O. R. S.; NASCIMENTO, G. E.; CAMPOS, N. F.; SILVA, V. L.; DUARTE, M.M.M.B. (2012). Avaliação do processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante cinza reativo BF-2R. *Química Nova*, São Paulo, v. 35, n. 7, p. 1369-1374. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v35n7/v35n7a16.pdf>>. Acesso em: 18 set. 2022.
- SILVA, I. C.; MEDEIROS, D. L.; LUCENA, D. V.; ROCHA, C. O.; GADELHA, A. J. F. (2019), Caracterização, tratamento e utilização do carvão ativado para adequações de parâmetros físicoquímicos de efluentes oleosos através da adsorção em banho finito. *Principia*, n. 45, p. 171-179.
- SILVERSTEIN, R. M.; WEBSTER, F. X.; KIEMLE, D.J. (2005). *Identificação espectrométrica de compostos orgânicos*. 7. ed. Rio de Janeiro: LCT.
- SU, Y.; BOHM, W.; WENZEL, M.; PAASCH, S.; ACKER, M.; DOERT, T.; BRUNNER, E.; HEMLE, T.; WEIGAND, J. J. (2020). Mild hydrothermally treated brewer's spent grain for efficient removal of uranyl and rare earth metal. *RSC Advances*, v. 10, p. 45116–45129.
- TAG, A. T. TAGHIZADEH-TOOSI, A.; CLOUGH, T. J.; SHERLOCK, R. R.; CONDRON, L. M. (2016). Effects of Feedstock Type and Pyrolysis Temperature on Potential Applications of

- Biochar. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*.
- TEIXEIRA, V.; SAMPAIO, R. E. (2016) Caracterização do bio-óleo proveniente da pirólise de lodo residual.
- TRIPATHI, N., HILLS, D. C., SINGH, R. S., ATKINSON, C. J. (2019). Biomass waste utilisation in low-carbon products: harnessing a major potential resource. *Climate and Atmospheric Science*. v. 2. n. 35.
- TROIAN, D.; ROSSET, J. S.; MARTINS, L. F. B. N.; OZÓRIO, J. M. B.; CASTILHO, S.C.P.; MARRA, L. M. (2020). Carbono orgânico e estoques de carbono do solo em diferentes sistemas de manejo. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, v. 13, n. 4.
- TSAI, W.; CHEN, H. R. (2013). Adsorption kinetics of herbicide paraquat in aqueous solution onto a low-cost adsorbent, swine-manure-derived biochar. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, v. 10, p. 1349-1356.
- WERLANG, E. B.; SCHNEIDER, R. de C. de S.; RODRIGUEZ, A. L.; NIEDERBERG, C. (2013). Produção de carvão ativado a partir de resíduos vegetais. *Revista Jovens Pesquisadores*, v. 3, n. 1, p. 156-167.
- YI, Z.; YAO, J.; ZHU, M.; CHEN, H.; WANG, F.; YUAN, Z; LIU, X. (2016). Batch study of uranium biosorption by *Elodea Canadensis* biomass. *J. Radioanal Nucl. Chem.*, v. 310, p. 505-513.
- DANTAS, A. D. B.; BERNADO, L. D.; VOLTAN, P. E. N.; KOYAMA, M. H. (2017), Eficiência de remoção de carbono orgânico total em eta de ciclo completo no tratamento de água superficial contaminada estudo de caso. *Anais Congresso ABES 2017*.