

O pó da casca de banana prata e o pó de serragem de madeira como clareadores de água contaminada com azul de metileno

Banana peel powder and sawdust powder for methylene blue removal in water

DOI:10.34117/bjdv8n4-623

Recebimento dos originais: 21/02/2022

Aceitação para publicação: 31/03/2022

Luiza Cristina Peterle do Nascimento

Bacharel em Química Industrial pelo IFES

Instituição: Instituto Federal do Espírito Santo, Vila Velha-ES, Brasil

Endereço: Av. Min. Salgado Filho, 1000 - Soteco, Vila Velha - ES, CEP: 29106-010

E-mail: luiza-peterle@hotmail.com

Alexandre Magno Miranda da Costa

Bacharel em Química Industrial pelo IFES

Instituição: Instituto Federal do Espírito Santo, Vila Velha-ES, Brasil

Endereço: Av. Min. Salgado Filho, 1000 - Soteco, Vila Velha - ES, CEP: 29106-010

E-mail: magno_94_01@hotmail.com

André Romero da Silva

Doutor em Química pela UNICAMP

Instituição: Instituto Federal do Espírito Santo, Aracruz-ES, Brasil

Endereço: Av. Morobá, 248 - Conj. Moroba, Aracruz - ES, CEP: 29192-733

E-mail: aromo@ifes.edu.br

Araceli Veronica Flores Nardy Ribeiro

Doutora em Química pela UNICAMP

Instituição: Instituto Federal do Espírito Santo, Vila Velha-ES, Brasil

Endereço: Av. Min. Salgado Filho, 1000 - Soteco, Vila Velha - ES, CEP: 29106-010

E-mail: araceli@ifes.edu.br

Joselito Nardy Ribeiro

Doutor em Química pela UNICAMP

Instituição: Professor do CCS, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, Brasil

Endereço: Av. Mal. Campos, 1468 - Maruípe, Vitória - ES, CEP: 29047-105

E-mail: rinajokrauser@gmail.com

RESUMO

Este trabalho, teve como finalidade, investigar a eficiência dos adsorventes naturais (ANs): pó da casca de banana prata (PSBP) e o pó de serragem de madeira (PSM) na remoção de azul de metileno (AM) em meio aquoso. Os experimentos de otimização dos parâmetros: granulometria dos ANs, massas dos ANs, tempo de agitação e contato entre os ANs e AM, permitiram avaliar a influência da concentração de AM (em mg/L) no processo adsorptivo. A partir desse último experimento descobriu-se que o modelo matemático mais adequado para obtenção das isotermas de adsorção foi o Modelo de

Freundlich. Através de tal modelo, verificou-se que o PCBP é mais eficiente do que o PSM na remoção de AM em meio aquoso. Entretanto, os testes com colunas de vidro demonstraram que em ambos os ANs são capazes de clarear água contaminada com AM.

Palavras-chave: adsorção, casca de banana, serragem de madeira, azul de metileno.

ABSTRACT

This work aimed at investigating the efficiency of the natural adsorbents (NAs): banana peel powder (BPP) and wood sawdust powder (WSP) in removal of methylene blue (MB) from aqueous medium. The experiments of parameters optimization, such as: NAs granulometry, NAs mass, and stirring time, allowed to evaluate the influence of MB concentration (mg/L) on the adsorptive process. The experiment therefore concluded it was possible the use of Freundlich Mathematical Model to obtain the adsorption isotherms. Through these isotherms, it has been found that BPP is more efficient than WSP in MB removal. However, in tests using glass columns, both NAs were efficient to clean water containing this dye.

Keywords: adsorption. banana peel, wood sawdust, methylene blue.

1 INTRODUÇÃO

A expansão industrial desenfreada, aliada a outros fatores, mudou definitivamente as relações entre o homem e o meio ambiente. Isto acentuou a exploração dos recursos naturais, uma vez que se tornou importante fonte de obtenção de capital. Dentre os efeitos colaterais causados por esse fenômeno destacam-se as poluições de ecossistemas: aquático, terrestre e atmosférico. O crescimento industrial, aliado ao crescimento populacional gerou e ainda gera graves problemas ambientais e de saúde pública (Ragulina et al., 2019).

A poluição do meio ambiente, por substâncias nocivas, acarreta efeitos danosos à fauna e flora, além de provocar alterações físico-químicas e microbiológicas no solo, rios, lagos, oceanos, e na atmosfera. Até em baixas concentrações, sem nocividade direta, certas substâncias tornam-se perigosas devido ao mecanismo das transmissões biológicas acumulativas e sucessivas nas plantas, herbívoros, carnívoros e onívoros como o homem (Naidu et al., 2021).

A água é um recurso vital para a sobrevivência humana, além de ser uma necessidade social (De Azevedo, 2012). Ela é empregada nas mais diversas atividades incluindo: diluição de despejos, exploração de petróleo, irrigação, produção de energia e abastecimento industrial, bem como para o suprimento das necessidades metabólicas (Santos et al., 2007). O mundo assiste, com o passar dos anos, à perda acentuada da qualidade da água devido às mais variadas atividades antrópicas, (Taha, 2011). Todos os

dias, toneladas de poluentes químicos são lançados no meio ambiente aquático através esgotos domésticos, efluentes hospitalares e industriais tais como: indústria alimentícia, indústria de tintas, indústria de papel, indústrias têxteis, dentre outras (Belisário et al., 2009). Diferentes tipos de poluentes químicos podem ser encontrados no ambiente aquático. Dentre tais poluentes destacam-se: metais pesados (Mohiuddin et al., 2011), pesticidas (Flores et al., 2004), hidrocarbonetos aromáticos (Zhang et al., 2019), fármacos (Jorgensen e Halling-Sorensen, 2000) e corantes (Lellis et al., 2019).

Muitos tipos de corantes (CTs) provenientes de efluentes de indústrias tais como: alimentícia, borracha, papel, polímeros, couro e têxteis, são constantemente depositados em corpos d'água (Taha, 2011). Estima-se que em torno de 10 mil CTs sintéticos são produzidos industrialmente, dos quais cerca de 2 mil são ligados ao setor têxtil (Dallago et al., 2005). Muitos desses CTs não se fixam totalmente às fibras de muitos tecidos, fazendo com que quantidades significativas dos mesmos sejam lançados no meio ambiente sem o devido tratamento dos efluentes. Isto se torna ainda pior quando o processo de coloração ocorre em pequenas indústrias têxteis clandestinas onde, na maioria das vezes, os efluentes apresentam pouco ou nenhum tratamento. Dessa maneira, os CTs contaminam o meio ambiente aquático, causando impactos negativos no ecossistema (Zamora et al., 2002). Além dos CTs têxteis, existem vários outros corantes nocivos para o meio ambiente, dentre os quais se destaca, o azul de metileno (AM). O AM [IUPAC: 3,7-bis (Dimethylamino)-; phenothiazin-5-ium chloride] é um corante orgânico, sintético de caráter alcalino, aromático e heterocíclico. Na forma sólida possui uma coloração verde escuro. É solúvel em água ou álcool e em meio aquoso sua coloração é azul. O AM, também, é inodoro, possuindo massa molar de 319,85 g/mol e fórmula molecular $C_{16}H_{18}ClN_3S$ (Lima et al., 2007). No meio aquoso o equilíbrio ácido-base das espécies dissociadas de AM é influenciado pela carga superficial de um adsorvente. Desta forma, para compreender seu comportamento, é importante considerar as constantes de equilíbrio de dissociação do azul de metileno em um meio ácido, neutro ou básico, pois ele pode tanto ganhar quanto perder próton em meio aquoso, tornando a molécula protonada e/ou desprotonada de acordo com seu pK_a (3,14) e com o pH do meio (Gak et al., 1998). Além do pH, a concentração é outro fator influenciador na estrutura do AM. De acordo com sua concentração no meio, o AM pode apresentar-se como: a) monômero diprótico (AMH^{2+}), agregado dímero monoprótico $[(AMH^+)_2]$ e agregado trímero monoprótico $[(AMH^+)_3]$. Os agregados tornam-se dominantes à medida que se aumenta a concentração de AM. Em soluções muito diluídas imperam os monômeros. Em

concentrações até 0,1 mol/L existe uma mistura entre dímeros e trímeros. Já em concentrações acima de 0,1 mol/L imperam os trímeros (Bergmann e O'Konski, 1963; Cenens e Schoonheydt, 1988; Bujdák e Komadel, 1997; APA, 2022). O AM possui várias aplicações, entre as quais destacam-se: coloração de papéis, tintura temporária de cabelos, tintura de algodão, tintura de lãs, tintura de couro, tintura de seda, coloração de cortes histológicos, medicamento, entre outras aplicações (Tardivo *et al.*, 2005, APA, 2022). Sendo de difícil degradação e de elevada solubilidade em água, seu potencial toxicológico torna-se elevado, fazendo desse corante, um composto prejudicial ao meio ambiente e à saúde humana. Sua prolongada acumulação ou alta dosagem, no corpo humano, pode causar diversos problemas tais como: a) dor de cabeça, b) confusão mental, c) náusea, d) febre, e) vômito, f) dor abdominal, g) arritmia cardíaca, h) diminuição do fluxo sanguíneo, entre outros. Já a presença de AM na vida aquática dificulta a incidência da luz solar, reduzindo a fotossíntese e o oxigênio da água (Bistas e Sanghavi, 2021; APA, 2022). Portanto, torna-se necessário o desenvolvimento de tecnologias eficientes e de baixo custo para o tratamento de efluentes industriais, laboratoriais e hospitalares contendo AM e outros corantes tóxicos. Uma das metodologias mais estudadas é a adsorção empregando adsorventes naturais (ANs) de considerável eficiência adsortiva, relativo baixo custo e elevada disponibilidade. Dentre tais adsorventes destacam-se: resíduo de bagaço de cana-de-açúcar (Raymundo *et al.*, 2010), mesocarpo de coco verde (Oliveira *et al.*, 2018), pó da casca de juazeiro (Ribeiro *et al.*, 2019), vermicomposto (Ribeiro *et al.*, 2021), serragem de madeira (Ribeiro *et al.*, 2018), casca de banana (Belisário *et al.*, 2010), dentre outros (Gupta, 2009).

A casca da banana pode ser reaproveitada para a preparação de sobremesas como bolos, doces entre outros. Também pode ser usada na medicina natural para o estímulo da cicatrização de feridas (Brasil Escola, 2021). Na química ambiental, tem sido investigada para remoção de poluentes químicos em meio aquoso (Belisário *et al.*, 2010). O Brasil é um dos maiores produtores de banana no mundo. Estimativas apontam que o agronegócio brasileiro produziu, em 2020 e 2021, cerca de 6,7 e 7,0 milhões de toneladas de banana respectivamente, em pelo menos 456 mil hectares de terra (Agroinsigth, 2021). Esta produção de banana gera uma quantidade considerável de casca como resíduo agroindustrial. Dentre as várias opções de reaproveitamento desse resíduo, destacam-se os estudos que sugerem a casca de banana como um agente removedor de poluentes químicos em água (Ahmad e Danish, 2018). Alguns desses estudos revelam a casca de

banana como um eficiente adsorvente natural (AN) na remoção de metais pesados (Martins, et al., 2021), fármacos (Ribeiro et al., 2016) e corantes (Belisário et al., 2010).

O gênero *Eucalyptus* com mais de 700 espécies é originário de algumas ilhas da Oceania. O eucalipto possui vários tipos de aplicações, tais como: a) fonte de madeira para construção civil, b) produção de móveis, c) produção de papel, d) produção de óleo essencial com aplicação medicinal, entre outras. O Brasil se encontra entre os maiores produtores do mundo com 5,5 milhões de hectares plantados (Embrapa, 2019). A distribuição de plantio nacional inclui o Estado do Espírito Santo, como um grande produtor de espécies como *Eucalyptus exserta*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus urophylla*, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus tereticornis*, *Eucalyptus pellita*, *Corymbia citriodora* entre outras (Paiva, 2011). Sendo assim, conclui-se que o resíduo de madeira de eucalipto denominado serragem possui elevada disponibilidade e pode ser classificado como resíduo reutilizável. A utilização da serragem de madeira de eucalipto como um AN foi avaliada na adsorção de hidrocarbonetos leves (Santos et al., 2007) e clareamento de efluentes contendo corantes têxteis (Antunes et al., 2010).

Sendo assim, este trabalho, teve como finalidade avaliar o pó da casca de banana prata (PCBP) e o pó de serragem de madeira (PSM), oriunda do eucalipto da espécie *Corymbia citriodora*, na remoção do corante AM presente em água. Para isso, realizaram-se os seguintes ensaios: a) avaliação das características físico-químicas dos adsorventes através da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia no Infravermelho (FTIR, do inglês *Fourier transform infrared spectroscopy*), b) avaliação da influência da massa de cada AN no processo adsorativo, c) influência do tempo de agitação e contato entre o AM e os ANs, d) Influência da concentração de AM e e) aplicação do modelo matemático adequado para avaliar a eficiência adsorativa de ambos ANs em relação ao AM. Finalmente, foram realizados ensaios em colunas para comparar a eficiência do PCBP e PSM com o carvão ativado (CA), usualmente empregado em filtros de tratamento de efluentes e em estações de tratamento de água.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 MATERIAIS

A casca de banana prata foi adquirida a partir de supermercados da cidade de Vila Velha, Espírito Santo, Brasil, enquanto a serragem de madeira foi obtida a partir de madeiras de árvores eucalipto *Corymbia citriodora* trabalhadas em marcenarias na mesma cidade. O carvão ativado (CA) foi obtido da Labsynth Produtos para Laboratórios

Ltda (Diadema-SP, Brasil). O corante azul de metileno (AM) foi adquirido da Neon Suzano (São Paulo - SP, Brasil). Foram empregadas diversas vidrarias de laboratório e equipamentos tais como: estufa de laboratório (modelo Quimis Q-317 B), peneiras granulométricas (Granutest), balança analítica (modelo Shimadzu AY 220), revestidor por pulverização (Shimadzu, modelo IC-50 Ion Coater), microscópio eletrônico de varredura (Shimadzu, modelo SSX 550), espectrofotômetro infravermelho (Cary 630 FTIR, EUA, Santa Clara, CA), espectrofotômetro UV-Vis (KASUAKI IL-592), medidor de pH (PHTEK), agitador magnético (Warmnest), Microcentrífuga (EVLAB EV206, LONDRINA - PR, BRASIL) e triturador (KOLBACH, Jaraguá do Sul – SC, Brasil). O programa gráfico estatístico Origin 6.1, desenvolvido pela OriginLab Corporation (Northampton, MA 01060, USA), foi utilizado para tratamento dos dados.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Espectro de absorvância de AM

Neste procedimento, 2,0 mL de solução de 10 mg/L de AM (pH 7,0; T = 298,15 K) foram transferidos para uma cubeta de vidro. O espectro de absorvância foi obtido empregando-se um espectrofotômetro UV/Vis na faixa de 450 a 750 nm com intervalos de 2 nm.

2.2.2 Preparo do material adsortivo

Cascas de banana prata e serragem grossa de madeira foram colocadas em estufa à 60 °C para secagem durante \pm 40 h. Em seguida, o material foi triturado e o pó resultante foi peneirado em peneiras de diferentes granulometrias. Os pós de diferentes granulometrias foram armazenados separadamente em frascos de plástico hermeticamente fechados.

2.2.3 Granulometria dos ANs e % de adsorção de AM

Soluções aquosas (Em triplicata, Vol = 25 mL; pH 7,0; T= 298,15 K) contendo 25 mg/L de AM foram agitadas à 1000 RPM/5 minutos na presença de 2,0 g de PCBP ou PSM de diferentes granulometrias obtidas no item 2.2.2 (< 0,425 mm; 0,425 -1,19 mm; 1,19 - 2,38mm; 2,38 - 4,36 mm e >4,36 mm). Em seguida, as soluções foram decantadas por 10 minutos e centrifugadas à 7.000 RPM/5 minutos. A absorvância do sobrenadante foi obtida em espectrofotômetro UV/Vis ($\lambda_{\text{máx}}$ = 665 nm). Tal absorvância corresponde ao AM não adsorvido pelos dois ANs. Para cálculo da concentração de AM presente no

sobrenadante (C_{sAM}), foi empregada uma curva padrão (1 – 25 mg/L de AM). Utilizando-se o valor obtido de C_{sAM} , foi possível obter o valor da porcentagem de AM adsorvido pelo ANs (% AM_{ads}) através das seguintes equações:

$$CaAM = CiAM - CsAM \quad (Eq.1)$$

$$\%AM_{ads} = \frac{CaAM \times 100}{CiAM} \quad (Eq.2)$$

onde C_{aAM} é a concentração adsorvida de AM pelo PCBP ou PSM, C_{iAM} é a concentração inicial de AM na solução trabalho (25 mg/L), C_{sAM} é a concentração de AM não adsorvida e presente no sobrenadante e % AM_{ads} é a porcentagem de AM adsorvido pelo PCBP ou PSM nas diferentes granulometrias.

2.2.4 Análise por MEV

Pequenas quantidades do PCBP e do PSM, nas granulometrias selecionadas na etapa 2.2.3, foram metalizadas em metalizador com spray de ouro e em seguida, bombardeadas com feixe de elétrons de 20 kV em um microscópio eletrônico de varredura (MEV). Tal etapa teve como objetivo, conhecer a superfície física de ambos ANs e assim, amparar-se de mais uma ferramenta para se investigar o potencial de adsorção destes ANs.

2.2.5 Análise por FTIR

Esta etapa foi realizada com a finalidade de se determinar a presença de alguns grupamentos químicos presentes tanto no PCBP quanto no PSM. Para isso, de maneira separada, amostras de cada AN foram analisadas diretamente na superfície de um acessório de refletância total atenuada (ATR), de salto único acoplado ao espectrômetro FTIR. As análises foram feitas por transformada de Fourier de 4.000 cm^{-1} a 650 cm^{-1} com uma resolução de 4 cm^{-1} , pressionando os pós em uma interface cristalina, de diamante, por meio de uma pinça de pressão. Os espectros foram obtidos em temperatura ambiente e com interferogramas de 64 varreduras, a fim de melhorar a relação sinal-ruído.

2.2.6 Influência das massas dos ANs

Este ensaio, teve como objetivo, avaliar a influências das massas dos ANs na porcentagem de adsorção de AM. Para isso, soluções aquosas de 25 mL, em triplicata, contendo 25 mg/L do corante AM (pH = 7,0; T = 298,15 K) foram agitadas à 1000 RPM/5 minutos na presença de diferentes massas de PCBP (0,15; 0,30; 0,50; 0,70; 1,00; 1,20; 1,40 ; 1,50; 2,00; 2,40 e 3,00 g) e PSM (0,05; 0,10; 0,20; 0,30; 0,40; 0,50; 0,60; 0,80; 1,00; 1,50; 2,00; e 2,50 g). Foram empregadas as granulometrias 1,19 - 2,38 mm e 0,425 - 1,19 mm para o PCBP e PSM respectivamente. Os demais procedimentos experimentais e respectivos cálculos foram realizados como na etapa 2.2.3, utilizando-se as Equações 1 e 2.

2.2.7 Influência do tempo de agitação e contato entre AM e os ANs

Nesta etapa, procedeu-se da mesma maneira descrita na etapa anterior, tanto em relação aos ensaios laboratoriais quanto em relação aos cálculos. No entanto, foi variado o tempo de agitação e contato entre os ANs e o AM como descrito em Ribeiro et al., 2021. As porcentagens de adsorção foram calculadas como descrito na etapa 2.2.3, utilizando-se as Equações 1 e 2.

2.2.8 Isotermas de adsorção

Para execução desta etapa foi necessário, primeiramente, otimizar os dados das etapas anteriores. A Tabela 1 revela tais dados.

Tabela 1. Dados otimizados nos itens anteriores e fundamentais para a execução desta etapa

Adsorventes	Granulometria (mm)	Massa (g)	Tempo de agitação (min)
PCBP	1,19 – 2,38	0,70	2,00
PSM	0,425 – 1,19	2,00	2,00

Com tais dados, soluções (Vol = 25 mL; pH 7,0; T = 298,15 K) contendo concentrações crescentes de AM (10, 20, 40, 80, 100, 150, 200, 250 e 300 mg/L) foram agitadas à 1000 RPM durante 2,0 minutos na presença de PCBP ou PSM. Após a agitação, todas soluções ficaram em repouso para decantação durante 10 minutos. Em seguida, os sobrenadantes, resultantes da decantação foram centrifugados à 7.000 RPM/5 minutos. A absorbância do sobrenadante, pós centrifugação, foi obtida em espectrofotômetro UV/Vis ($\lambda_{\text{máx}} = 665 \text{ nm}$). Tal absorbância permitiu obter a concentração de equilíbrio (C_{eq}) em mg/L de AM de cada solução, empregando-se uma curva padrão de AM ($y = a + bx$). Em

seguida, utilizando os valores de cada C_{eq} conseguiu-se determinar a massa (mg) do AM no sobrenadante (m_s). Partindo-se de cada concentração inicial de AM, e do volume 25 mL de cada solução, foi possível obter o valor da massa (mg) total de AM (m_t). Através dos valores de m_s e m_t foi possível obter a massa de AM (mg) adsorvida nos ANs (m_{ADS}) em cada concentração de AM (mg/L). Posteriormente, empregando-se a massa (g) otimizada de cada adsorvente (m_{AD}), foi possível obter o valor da capacidade de adsorção de AM (q_e) por cada adsorvente (mg/g) em cada uma das concentrações avaliadas de AM (mg/L). Os cálculos foram possíveis através das Equações 3 e 4:

$$m_{ADV} = m_t - m_s \text{ (Eq.3)}$$

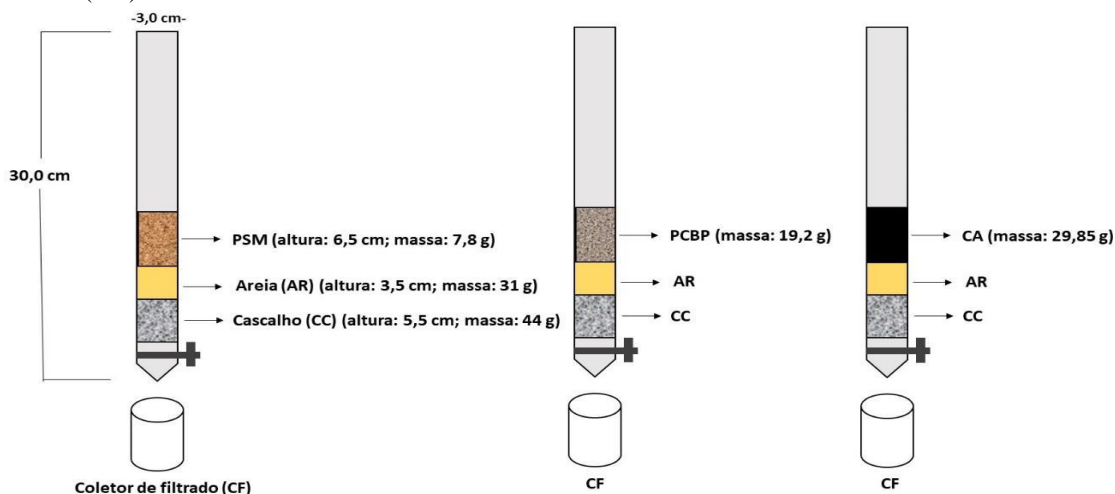
$$q_e = m_{ADV} / m_{AD} \text{ (Eq.4)}$$

onde m_{ADV} (em mg) é a massa de AM adsorvida pelo adsorvente, m_t (em mg) é massa total do AM (m_t) (em mg), m_s (em mg) a massa não adsorvida do AM, presente no sobrenadante (m_s) e q_e (mg/g) é a capacidade de adsorção, ou seja, quantidade de AM (em mg) adsorvida por grama de adsorvente PCBP ou PSM no equilíbrio da adsorção. A partir da determinação de q_e e C_{eq} , foram construídos os gráficos de isotermas de adsorção não linearizadas, q_e versus C_{eq} , com q_e na ordenada (eixo vertical) e C_{eq} na abscissa (eixo horizontal). Nesta etapa, o Modelo Matemático de Freundlich se mostrou o mais indicado

2.2.9 Colunas de filtração

Com o intuito de simular uma condição real, realizou-se ensaios em colunas de vidro de 3,0 cm de diâmetro e 30,0 cm de comprimento. Tais colunas foram preparadas de acordo com a Figura 1 a seguir:

Figura 1. Colunas de vidro contendo cascalho (CC), areia (AR) e os adsorventes PSM ou PCBP ou carvão ativado (CA).



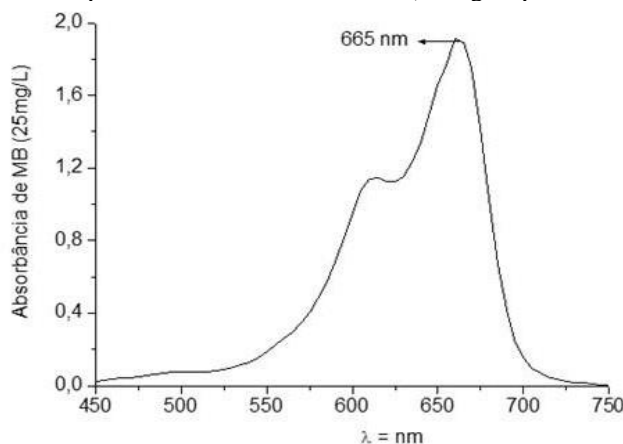
Cada coluna representa experimento em triplicata, onde, separadamente foram adicionados: 7,8 g de PSM (0,425 – 1,19 mm), 19,2 g de PCBP (1,19 – 2,38 mm) e 29,85 g de CA (< 0,425 mm). Em todas as três colunas, os adsorventes estavam em quantidade suficiente para ocupar em torno de 6,5 cm de altura. Levando-se em consideração a fórmula para cálculo de volume (V) de um cano (cilindro) ($V = \pi \cdot r^2 \cdot a$), temos que $V = 3,14 \times (1,5 \text{ cm})^2 \times 6,5 \text{ cm}$, onde $\pi = 3,14$ e $r =$ raio da coluna = 1,5 cm. Logo, V ocupado pelos três adsorventes é igual a $45,92 \text{ cm}^3$. Utilizando densidade ($d = m/V$), temos valores iguais a 0,17; 0,42 e 0,65 g/cm^3 para PSM, PCBP e CA respectivamente. Já em relação à areia (AR) e ao cascalho (CC), em todas as colunas eles foram utilizados nas massas de 31 g e 44 g, além de 3,5 cm e 5,5 cm de altura, respectivamente. Em cada coluna foram passados 100 mL de solução aquosa contendo AM 25mg/L (pH 7,0; T = 298,15 K). Nas colunas contendo PSM, PCBP e CA, as vazões foram de: $0,64 \pm 0,03 \text{ mL/s}$, $0,023 \pm 0,01 \text{ mL/s}$ e $0,12 \pm 0,05 \text{ mL/s}$ respectivamente. O controle foi realizado, passando-se pela coluna, o mesmo volume de água destilada. O filtrado coletado foi centrifugado à 7.000 RPM/5 minutos e em seguida, foi obtida a absorbância do sobrenadante ($\lambda = 573 \text{ nm}$). A partir do valor desta absorbância, foi determinada a porcentagem de AM retida na coluna, utilizando-se os cálculos empregados na etapa 2.2.3.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ESPECTRO DE ABSORBÂNCIA DE AM

A Figura 2 mostra o perfil do espectro obtido para o AM no intervalo entre 450 e 750 nm. Perfis semelhantes foram obtidos em outros trabalhos de adsorção empregando o AM como adsorvato (Cenens e Schoonheydt, 1988; Dinh et al., 2019). O comprimento de onda de máxima absorbância ($\lambda = 665 \text{ nm}$) foi fundamental para os ensaios de porcentagem de adsorção de AM e na obtenção das isotermas de adsorção.

Figura 2. Perfil do espectro de absorbância de AM (25 mg/L; pH = 7,0; T= 298,15 K)

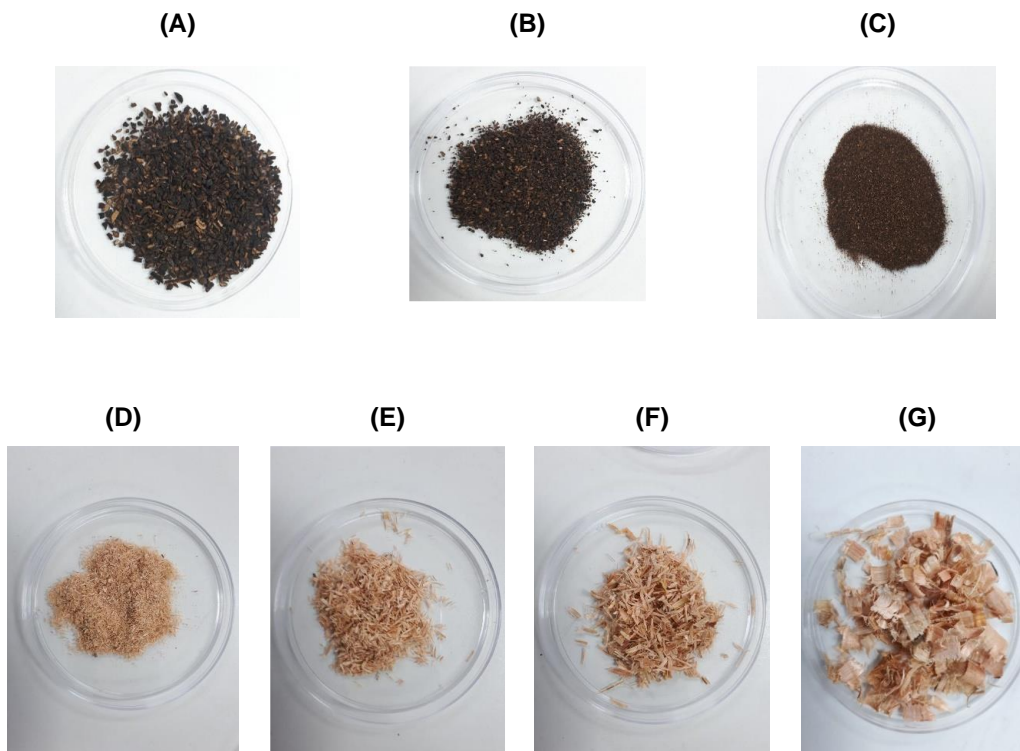


3.2 PREPARO DO MATERIAL ADSORTIVO

O material adsortivo, após secagem e peneiramento, resultou em pó de casca de banana prata (PCBP) e em pó de serragem de madeira (PSM) de diferentes granulometrias (<0,425mm; 0,425-1,19mm; 1,19-2,38mm; 2,38-4,36mm e >4,36mm) (Figura 3).

Resultados, semelhantes a estes, foram encontrados em outro experimento de preparo de adsorvente casca de juazeiro para adsorção do corante índigo blue (IB) (Ribeiro et al., 2019)

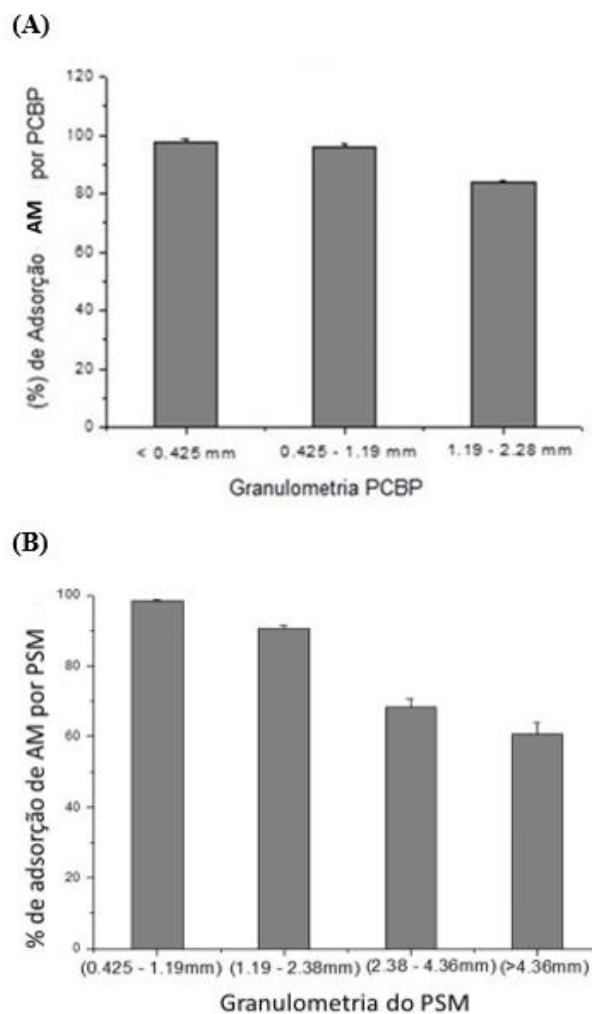
Figura 3. PCBP de granulometrias: (A) 1,19 mm < 2,38 mm (B) 0,425 mm < 1,19 mm e (C) < 0,425 mm. PSM de granulometrias: (D) 0.425mm - 1.19mm; (E) 1.19mm - 2.28mm; (F) 2.38mm - 4.46mm; (G) > 4.46mm.



3.3 GRANULOMETRIA DOS ANS E % DE ADSORÇÃO DE AM

Em estudos anteriores (Raymundo et al., 2010; Ribeiro et al., 2019) foi demonstrado que a granulometria pode influenciar na quantidade de corante adsorvido pelos ANs. Neste trabalho, tal observação pôde ser comprovada (Figura 4). Nota-se que as partículas de menores granulometrias, tanto do PCBP quanto do PSM foram mais eficientes na remoção de AM em água. Porém, as granulometrias escolhidas para emprego do PCBP nas etapas posteriores foram as de intervalos entre 1,19 e 2,38mm, uma vez que liberam menores quantidades de interferentes, no meio, prejudicando menos a análise espectrofotométrica. Sendo assim, nas etapas posteriores se empregaram as granulometrias entre 1,19 e 2,38 mm para o PCBP e entre 0,425 e 1,19 mm para o PSM.

Figura 4. Efeito das diferentes granulometrias do PCBP (A) e PSM (B) na porcentagem de adsorção de AM

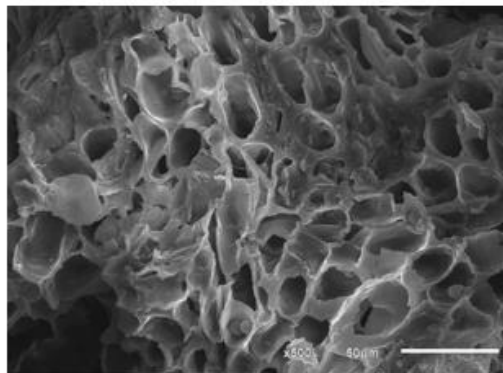


3.4 ANÁLISE POR MEV

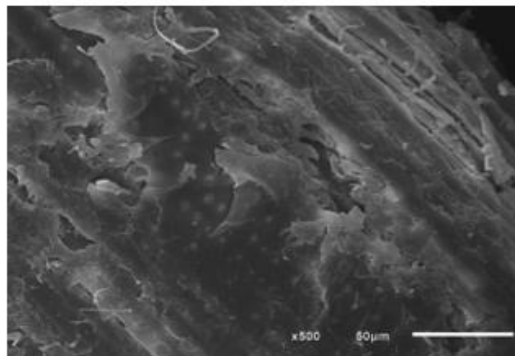
A Figura 5 revela imagens das superfícies do PCBP e PSM respectivamente. Percebe-se que o PCBP possui mais cavidades, mais reentrâncias e maior heterogeneidade do que PSM. Em outros trabalhos empregando ANs, no tratamento de água contaminada por corantes, sugeriu-se que essas características podem ajudar nas interações entre CTs e ANs (Pereira et al., 2009; Ribeiro et al., 2019; Ribeiro et al., 2021).

Figura 5. Imagens de MEV para o PCBP (A) e o PSM (B), aumentadas 500x e em escala de 50 μ m

(A)



(B)



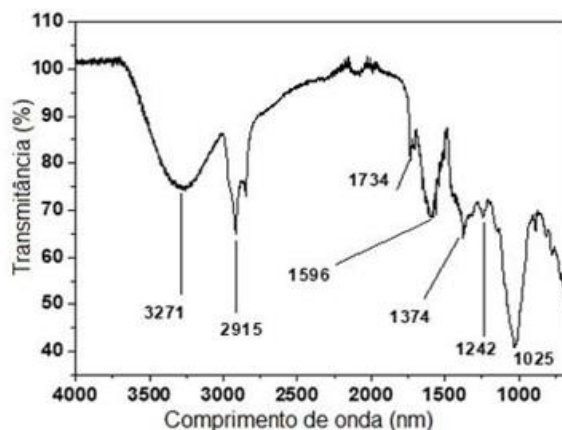
3.5 ANÁLISE POR FTIR

A Figura 6 apresenta os resultados das análises de FTIR para o PCBP e PSM respectivamente. Em relação ao PCBP O perfil do espectro apresenta várias bandas características, identificadas por outros autores (Memon et al., 2008; El-Din et al., 2018) e bastante semelhantes a outro trabalho que empregou o PCBP na remoção de ácido acetilsalicílico em meio aquoso (Ribeiro et al., 2016). O espectro revelou uma banda larga em 3271 cm^{-1} do alongamento de O-H, provavelmente de compostos com deformação axial devido às ligações de hidrogênio intermoleculares. Também foi identificado o alongamento C-H do alceno em 2915 cm^{-1} (Memon et al., 2008). A banda em 1242 cm^{-1} corresponde ao alongamento C-O devido à estrutura da lignina, presente na PCBP (El Din et al., 2018). A presença do grupo C-O também foi detectada em aproximadamente 1025 cm^{-1} , provavelmente devido ao alongamento C-O dos grupos éster ou éter presentes (Memon et al., 2008). Em relação ao FTIR do PSM, sua semelhança com o FTIR, também de PSM, apresentado por Ribeiro et al., (2018) é consideravelmente grande. Estes últimos investigaram o potencial do PSM em adsorver o corante têxtil Congo Red em água. Nestes dois trabalhos, uma banda larga foi identificada próxima à 3311 cm^{-1} devido ao alongamento O-H participando de ligações de hidrogênio intermoleculares na celulose

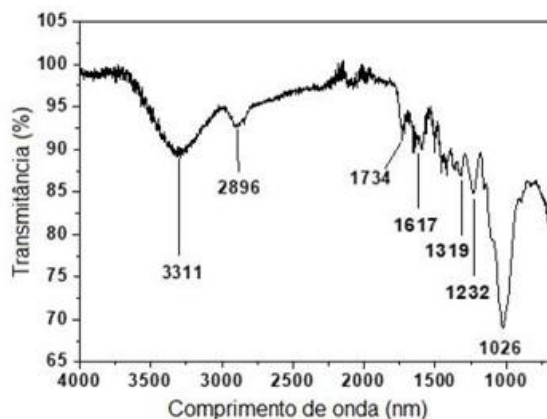
(Popescu et al., 2007; Gonultas e Candam, 2018). A banda em 2896 cm^{-1} foi atribuída ao alongamento simétrico de CH em grupos metoxila aromáticos e em grupos metil e metileno de cadeias laterais, enquanto a banda em 1734 cm^{-1} foi associada ao alongamento C=O em cetonas não conjugadas (Popescu et al., 2007; Gonultas e Candam, 2018). As bandas em 1617 cm^{-1} e 1319 cm^{-1} foram atribuídas ao alongamento C=C do anel aromático, às vibrações de C-O em derivados e flexão no plano C-H em celulose I e celulose II, respectivamente. A banda em 1232 cm^{-1} foi atribuída ao alongamento C-O em lignina e xilano. Uma outra banda, identificada em 1026 cm^{-1} , foi atribuída ao alongamento C-O em celulose I e celulose II (Popescu et al., 2007; Gonultas e Candam, 2018). Tais características sugerem que possíveis interações químicas possam ocorrer entre o AM e os grupamentos químicos do PCBP e do PSM respectivamente. Além disso, pode-se comparar os perfis de PCBP e PSM, entre si. Algumas bandas, como a de -OH e -C-O de ésteres, aparecem mais intensamente em PCBP.

Figura 6. Espectros de FTIR para o PCBP (A) e o PSM (B) respectivamente

(A)



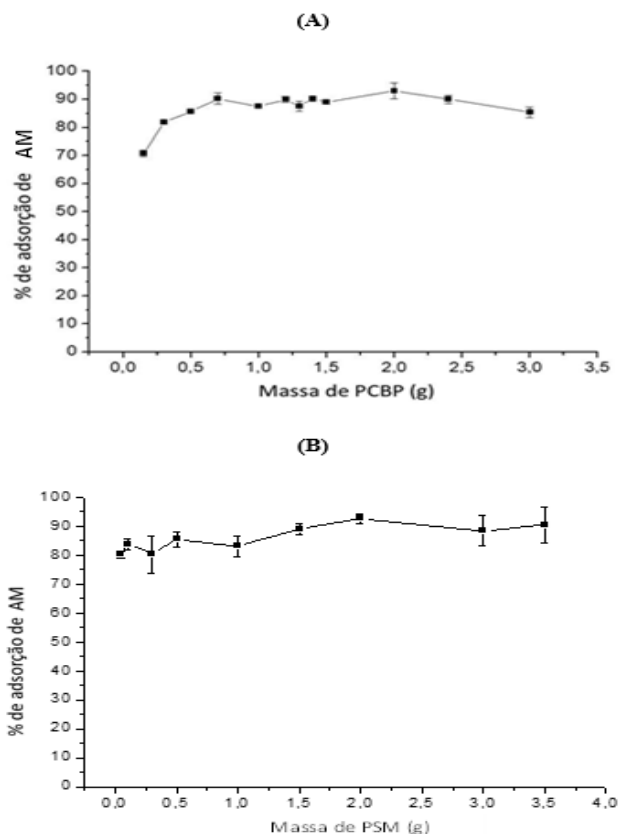
(B)



3.6 INFLUÊNCIA DAS MASSAS DOS ANS

Em experimentos de adsorção, na maioria das vezes, a porcentagem de adsorção de um adsorbato por um adsorvente, aumenta com o aumento da massa do segundo (Ribeiro^B et al., 2018). Isso ocorre, devido ao fato de que o aumento na massa do adsorvente incorre em aumento na disponibilidade de sítios adsorptivos para o adsorbato (Raymundo et al., 2010) até que o equilíbrio seja atingido e a porcentagem de adsorção permaneça constante mesmo com o aumento da massa do adsorvente (Ribeiro^B et al., 2018). Tal comportamento observa-se em relação ao PCBP (Figura 7), onde a porcentagem de adsorção de AM aumentou, com a elevação da massa deste AN, até o patamar de 0,70 g, permanecendo constante a partir desse ponto. Entretanto, mesmo em baixa quantidade, o PSM (Figura 7) apresentou elevada porcentagem de adsorção para AM, não havendo variação significativa em quase todas as massas deste AN. Porém, no ponto de 2,00 g de PSM houve um aumento pequeno, que ultrapassa as barras de desvio padrão dos outros pontos, fazendo crer que nessa massa, a porcentagem de adsorção de AM é maior. Sendo assim, para as etapas posteriores, empregou-se as massas de 0,70 e 2,00 g de PCBP e PSM respectivamente.

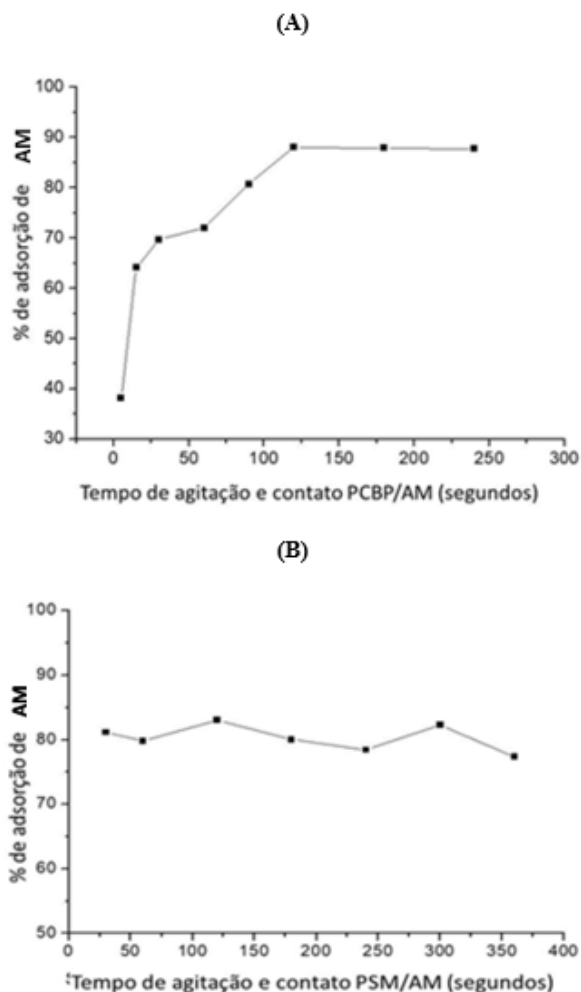
Figura 7. Variação da % de adsorção de AM em função das massas de PCBP (A) e PSM (B) respectivamente



3.7 INFLUÊNCIA DO TEMPO DE AGITAÇÃO E CONTATO ENTRE AM E OS ANS

A Figura 8 mostra que ocorreram dois diferentes comportamentos na adsorção de AM em função do tempo de agitação e contato entre este corante e os ANs. No primeiro, o aumento no tempo acarretou aumento na porcentagem de adsorção de AM por PCBP. Já no segundo, esta porcentagem permaneceu mais ou menos constante, mas com intervalos de pequenas elevações e quedas, quando o adsorvente empregado foi o PSM. Alguns experimentos demonstram que o aumento no tempo de agitação e contato entre corante e adsorvente acarreta maior adsorção do primeiro, até atingir um equilíbrio (Shakoor e Nasar, 2016). Já em outros, a quantidade de corante adsorvido sofre pequenas ou bruscas variações de elevação e queda, o que sugere ocorrência de adsorção seguida de dessorção (Ribeiro et al., 2021). Sendo assim, observando-se o comportamento gráfico, percebe-se que no tempo 120 segundos (2,0 minutos) ocorreu maior porcentagem de AM tanto por PCBP, quanto por PSM.

Figura 8. Variação da porcentagem de adsorção de AM em função do tempo de agitação e contato com PCBP (A) e PSM (B) respectivamente



3.8 ISOTERMAS DE ADSORÇÃO

As isotermas não linearizadas (Figura 9), para explicar a adsorção de AM pelo PCBP e pelo PSM, foram obtidas através do Modelo Matemático de Freundlich que se apresentou mais adequado (Yumpu, 2022). O Modelo de Freundlich pode ser aplicado a processos adsorptivos que envolvem adsorventes com superfícies heterogêneas (Oliveira et al., 2018). As isotermas, geradas por esse modelo, podem ser descritas pela Equação 5:

$$q_e = K_F \cdot C_{eq}^{1/n_F} \quad (\text{Eq.5})$$

em que:

q_e : quantidade de adsorvato por unidade de massa de adsorvente no equilíbrio (mg/g);

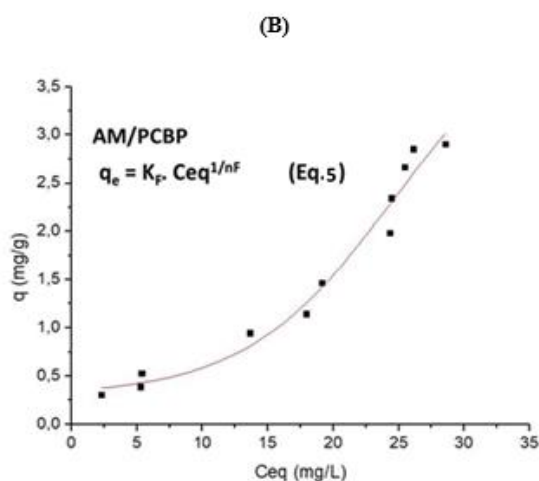
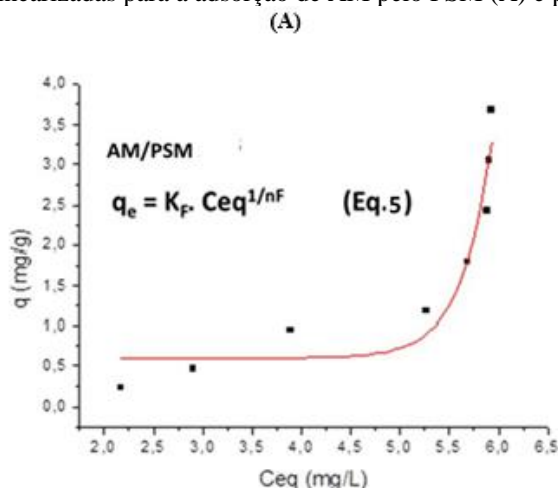
C_{eq} : concentração do adsorvato em equilíbrio no sobrenadante;

$1/n_F$: fator de heterogeneidade, constante relacionada à heterogeneidade da superfície;

n_F : é a medida do desvio da linearidade da adsorção;

K_F : constante de Freundlich relacionada a capacidade adsorptiva, mas também relacionada à energia de ligação $[(\text{mg}^{1-(1/n_F)}) \cdot \text{L}^{1/n_F}/\text{g}]$;

Figura 9. Isotermas não linearizadas para a adsorção de AM pelo PSM (A) e pelo PCBP (B)



A partir das isotermas não linearizadas (Figura 9) foram obtidas as isotermas linearizadas (Figura 10), descritas pela Equação 6:

$$\log_{10} q_e = \log_{10} K_F + 1/n_F \cdot \log_{10} C_{eq} \text{ (Eq 6)}$$

onde, $1/n_F$ é a medida de intensidade de adsorção, n_F é um valor empírico e K_F é a capacidade de adsorção. Valores elevados de $1/n_F$ significam maior intensidade de adsorção. Além disso, quando $1/n_F$ for maior do que 1,0 a adsorção do adsorvato pelo adsorvente tende a ser constituída por maior porcentagem de interações físicas. No entanto, se $1/n_F$ for menor do que 1, as interações químicas são dominantes. No que tange a K_F , valores elevados do mesmo representam alta capacidade de adsorção de uma adsorvente. Já em relação ao n_F , valores menores do que 1 indicam processo desfavorável (Yumpu, 2022). Para as adsorções de AM pelo PSM (AM/PSM) e pelo PCBP (AM/PCBP), a equação 6 apresentou-se nas seguintes formas:

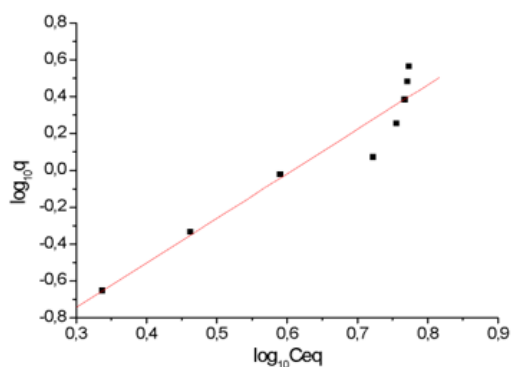
$$\text{AM/PSM} \rightarrow \log_{10} q_e = -1,470 + 2,419 \cdot \log_{10} C_{eq} \text{ com } R^2 = 0,9300$$

$$\text{AM/PCBP} \rightarrow \log_{10} q_e = 1,062 + 1,029 \cdot \log_{10} C_{eq} \text{ com } R^2 = 0,9352$$

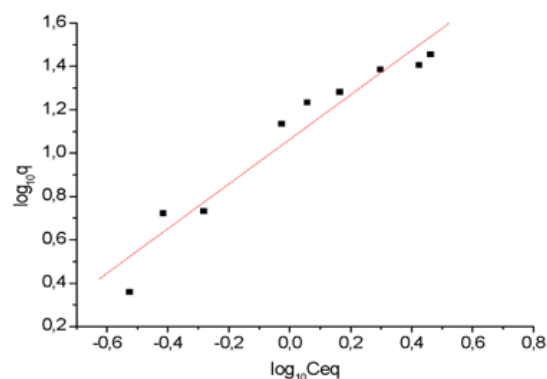
Tais equações resultaram das isotermas linearizadas apresentadas na Figura 10.

Figura 10. Isotermas linearizadas para a adsorção de AM pelo PSM (A) e pelo PCBP (B)

(A)



(B)



Sendo assim, foi possível comparar os valores permitidos pela equação 6, na Tabela 2, tanto para AM/PSM quanto para AM/PCBP.

Tabela 2. Parâmetros obtidos através das isotermas linearizadas para AM/PSM e AM/PCBP

CT/AN	K_F (L/mg) (298,15 K)	$1/n_F$	n_F	R^2
AM/PSM	0,034	2,419	0,413	0,9300
AM/PCBP	11,530	1,029	0,972	0,9352

Observando tais valores, percebe-se que o processo AM/PCBP possui maior K_F em relação ao processo AM/PSM. Isso significa que a capacidade de adsorção do PCBP, para AM, é maior do que a do PSM (Yumpu, 2022). Em outro trabalho (Dinh et al., 2019), foi encontrado um valor de $K_F = 7,51$ L/mg à 303 K para a adsorção de AM pela casca da fruta de Pomelo. Em comparação com o valor de $K_F = 11,53$ L/mg (298,15 K), apresentado pelo PCBP, nota-se uma satisfatória eficiência, deste último. Em relação aos valores n_F , apresentados por AM/PCBP e AM/PSM, ambos estão fora da faixa $1 < n < 10$, indicando processos não favoráveis (Yumpu, 2022). Isto é reforçado através do comportamento das isotermas não linearizadas (Figura 9). Tais isotermas assemelham-se ao tipo S1 (sigmoidal S1), um comportamento de processo não favorável previsto na classificação de Giles (Giles et al., 1974). Estas isotermas convexas (Figura 9), também conhecidas como Tipo III de BRUNAUER (Yumpu, 2022), sugerem que tanto o PCBP, quanto o PSM, possuem baixa capacidade de remoção do AM em baixas concentrações deste. Mas, em concentrações elevadas de AM, a adsorção passa a se intensificar. Além disso, o processo pode ser mais físico ($1/n_F > 1$) do que químico, com ocorrência de sobreposição molecular de AM nas superfícies dos ANs (Yumpu, 2022). Esta sobreposição pode ser resultante de agregados AM que, por sua vez, facilitarão o processo de adsorção, o que não é possível quando os monômeros são dominantes.

3.9 COLUNAS DE FILTRAÇÃO

Utilizando colunas preenchidas com carvão ativado oriundo de casca de arroz, Edokpayi et al. (2018) conseguiram remover cerca de 80% de AM 50 mg/L em meio aquoso. Quantidades significativas de AM foram removidas, também, por Hameed e Ahmad (2009) e Song et al. (2011) quando empregaram colunas contendo casca de alho e casca de amendoim respectivamente. Os dados obtidos neste trabalho, também são bastante relevantes. A Tabela 3 apresenta esses resultados de porcentagem (%) de remoção de AM 25 mg/L para cada coluna (CA/AR/CC, PCBP/AR/CC e PSM/AR/CC),

assim como a densidade de cada adsorvente, bem como a vazão do líquido. Observa-se que CA e PCBP foram capazes de remover quase 100% do AM 25 mg/L (0,1L), enquanto o PSM removeu cerca de 95,5%. As diferenças entre os três adsorventes são discretas, demonstrando grande eficiência na remoção do corante em questão. Entretanto, deve-se ressaltar, que tendo uma densidade (0,17 g/cm³) 3,8 vezes menor do que o CA (0,65 g/cm³), 2,4 vezes menor do que o PCBP (0,42 g/cm³), além de maior vazão e granulometria intermediária, o resultado apresentado pelo PSM é bastante satisfatório.

Tabela 3. Dados das colunas de filtração: tipo de adsorvente (Ads), % de remoção de MB, densidade do adsorvente, granulometria do adsorvente (GRADS) e vazão da coluna

Adsorvente (Ads)	% de remoção de MB 25 mg/L	Densidade do Ads (g/cm ³)	GRADS (mm)	Vazão da coluna (ml/s)
CA	99,43 ± 1,87	0,65	< 0,425	0,12 ± 0,05
PCBP	99,44 ± 0,29	0,42	1,19-2,38	0,23 ± 0,01
PSM	95,52 ± 0,44	0,17	0,425-1,19	0,64 ± 0,03

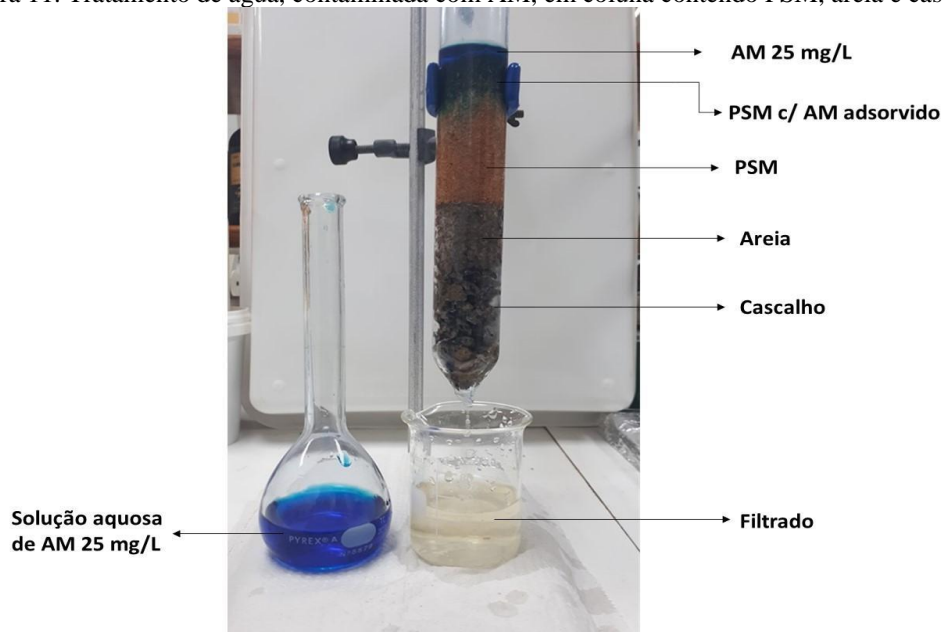
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Tabela 4 expõe os dados mais importantes, obtidos neste trabalho, que permitem avaliar a eficiência tanto do PCBP quanto do PSM como agentes removedores de AM em água e compará-los entre si. Os dados revelam, ainda, que o PCBP é mais eficiente do que o PSM quando se leva em consideração os valores de K_F e as porcentagens de remoção em coluna. Porém, os dados em coluna e fotos destas colunas em laboratório (Figura 11) revelam que o PSM não se afasta significativamente do PCBP. As características adicionais de FTIR e MEV que inicialmente apontaram o PCBP como, possivelmente, muito mais eficiente do que o PSM, no final, não foram tão determinantes assim. A princípio, pode-se sugerir o PCBP, seguido do PSM, como possíveis alternativas para tratamento de água contendo AM. Recomenda-se, porém, estudos adicionais de reaproveitamento destes ANs através de ensaios de dessorção e destinação final por incineração do mesmo.

Tabela 4. Resumos dos dados mais importantes obtidos neste TCC.

Ads	K _F (L/mg) (298,15 K)	% de remoção em coluna	FTIR (bandas -OH e -C-O) (cm ⁻¹)	MEV (500x) (50 μm)
PCBP	11,53	99,44 ± 0,29	+++	Mais concavidades e reentrâncias
PSM	0,034	95,52 ± 0,44	---	Menos concavidades e reentrâncias

Figura 11. Tratamento de água, contaminada com AM, em coluna contendo PSM, areia e cascalho



AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Ultraestrutura Celular Carlos Alberto Redins/LUCCAR/CCS/UFES pelas análises de MEV

REFERÊNCIAS

AHMAD, T., DANISH, M. Prospects of banana waste utilization in wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, v.206, p.330-348, 2018.

AGROINSIGHT. Panorama da Fruticultura Brasileira: Banana, 2021.

<https://agroinsight.com.br/panorama-da-fruticultura-brasileira-banana/>

Acesso em 13/03/2021.

APA National Center for Biotechnology Information (2022). PubChem Compound Summary for CID 6099, Methylene blue. Acesso em 19/02/2022.

<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Methylene-blue>

BELISÁRIO, M., BORGES, P.S., GALAZZI, R.M., PIERO, P.B.D., ZORZAL, P.B., FLORES, A. V., RIBEIRO, J.N. O emprego de resíduos naturais no tratamento de efluentes contaminados com fármacos poluentes. *InterSciencePlace*, v.10, p.1-12, 2009.

BELISÁRIO, M., ZANAROTTO, R., SARTÓRIO, A.R., RIBEIRO, J.N., RIBEIRO, A.V.F.N. A casca de banana como bioadsorvente na remoção de corantes tóxicos presentes em efluentes industriais. *Analytica*, v.48, p.95-102, 2010.

BERGMANN, K., O'KONSKI, C.T.A. Spectroscopic study of methylene blue monomer, dimer, and complexes with montmorillonite. *Journal of Physical Chemistry*, v.67, p.2169-2177, 1963.

BISTAS, E., SANGHAVI, D. Methylene Blue. Statpearls: content in king, 2021.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK557593/2021>

BRASILESCOLA. Banana: <https://brasilescola.uol.com.br/frutas/banana.htm>

Acesso em: 2 nov.2021.

BUJDÁK, J., KOMADEL, P. Interaction of Methylene Blue with Reduced Charge Montmorillonite. *Journal of Physical Chemistry B*, v.101, n.44, p.9065-9068, 1997.

CENENS, J., SCHOONHEYDT, R.A. Visible spectroscopy of methylene blue on hectorite, laponite B, and Barasym in aqueous suspension. *Clay and Clay Minerals*, v.36, n.3, p.214-224, 1988.

DALLAGO, R.M., SMANIOTTO, A. Resíduos sólidos de curtumes como adsorventes para a remoção de corantes em meio aquoso. *Química Nova*. v.28, p.433-437, 2005.

DE AZEVEDO, D.C.F. Água: importância e gestão no semiárido nordestino. *Polêmica*. v.11, n.1, p.74-81, 2012.

DINH, VAN-PHUC., HUYNH, THUY-DIEM-THUY., LE, H.M., NGUYEN, VAN-DONG., DAO, VINH-AI., QUANG, H.N., TUYEN, L.A., LEE, S., YI, J., NGUYEN, T.D., TAN, L.V. Insight into the adsorption mechanisms of methylene blue and chromium(III) from aqueous solution onto pomelo fruit peel. *RSC Advances*, v.9, p.25847-25860, 2019.

EDOKPAYI, O., OSEMWENKHA, O., AYODELE, B.V.; OSSAI, J., FADILAT, S.A., OGBEIDE, S.E. Batch Adsorption Study of Methylene Blue in Aqueous Solution using Activated Carbons from Rice Husk and Coconut Shell. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v.22, n.5, p.631-635, 2018.

EL DIN. G.A., AMER, A.A., MALSH, G., HUSSEIN, M. Study on the use of banana peels for oil spill removal, *Alexandria Engineering Journal*, v.57, p.3, p.2061-2068, 2018.

EMBRAPA. Transferência de tecnologia florestal: eucalipto, 2019.

<https://www.embrapa.br/florestas/transferencia-de-tecnologia/eucalipto>

Acesso em 29/02/2022.

FLORES, A.V., RIBEIRO, J.N., NEVES, A.A., QUEIROZ, E.L.R. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Ambiente e Sociedade*, v. 7, n. 2, p. 111-124, 2004.

GAK, V.Y., NADTOCHENKO, V.A., KIWI, J. Triplet-excited dye molecules (eosine and methylene blue) quenching by H₂O₂ in aqueous solutions. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, v.116, p.57-62. 1998.

GILES, C.H., SMITH, D., HUISTON, A. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.47, n.3, p.755-765, 1974.

GONULTAS, O., CANDAM, Z. Chemical characterization and FTIR spectroscopy of thermally compressed eucalyptus wood panels, *Maderas. Ciencia y Tecnologia*, v.20, n.3, p.431-442, 2018.

GUPTA, V.K. Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review. *Journal of Environmental Management*, v.90, n.8, p.2313-2342, 2009.

HAMEED, B.H., AHMAD, A.A. Batch adsorption of methylene blue from aqueous solution by garlic peel, an agricultural waste biomass. *Journal of Hazardous Materials*, v.164, n.2-3, p.870-875, 2009.

JORGENSEN, S.E., HALLING-SORENSEN, B. Drugs in the environment. *Chemosphere*, v.40, n.7, p.691-699, 2000.

LELLIS, B., FÁVARO-POLONIO, C.Z., PAMPHILE, J.A., POLONIO, J.C. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, v.3, n.2, p.275-290, 2019.

LIMA, A. Efeito do Solvente sobre as Propriedades Espectroscópicas do Azul de metileno. XI Encontro Latino-Americano de Iniciação Científica e VII Encontro Latino-Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba, 2007.

MARTINS, B. E. B.; MOURA, C. W.; OLIVEIRA, L.L.; MELO, N. M.; KNEBELKAMP, P.; RHODEN, S. M.; MOURA, S. B. Removal of metals from water using fresh banana peels. *Brazilian Journal of Development*, v.4, n.7, p.36806-36815, 2021.

MEMON, J.R., MEMON, M.I., BHANGER, G.Z., MEMON, A., ELTURKI, G.C., Allen, Characterization of banana peel by scanning electron microscopy and FT-IR spectroscopy

and its use for cadmium removal, *Colloids and Surface B: Biointerfaces*, v.66, p.260-265, 2008.

MOHIUDDIN, K.M., OGAWA, Y., ZAKIR, H.M., OTOMO, K., SHIKAZONO, N. Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country. *International Journal Environment Science Technology*. v.8, n.4, p.723-736, 2011.

NAIDU, R., BISWAS, B., WILLETT, I.R., CRIBB, J., SINGH, B.K., NATHANAIL, C.P., COULON, F., SEMPLE, K.T., JONES, K.C., BARCLAY, A., AITKEN, R.J. Chemical pollution: A growing peril and potential catastrophic risk to humanity. *Environment International*, v.156, ID: 106616, 2021.

OLIVEIRA, F. M; COELHO, L. M; MELO, E. I. Avaliação de processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante azul de metileno. *Revista Matéria*. v. 23, n.4, p.1-14, 2018.

PAIVA, C.C. Crescimento inicial do eucalipto em Alegre, Espírito Santo. Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Floresta. 48p., 2011.

PEREIRA, M.G., KORN, M., SANTOS, B.B., RAMOS, M.G. Vermicompost for Tinted Organic Cationic Dyes Retention. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.200, p.227-235, 2009.

POPESCU, C.M., POPESCU, M.C., SINGUREL, G., VASILE, C., ARGYROPOULOS, D.S., WILFOR, S. Spectral Characterization of Eucalyptus Wood. *Applied Spectroscopy*, v.61, n.11, p.1168-1177, 2007.

RAGULINA Y.V., ALEKSEEV A.N., STRIZHKINA I.V., TUMANOV A.I. Methodology of Criterial Evaluation of Consequences of the Industrial Revolution of the 21st Century. In: Popkova E., Ragulina Y., Bogoviz A. (eds) *Industry 4.0: Industrial Revolution of the 21st Century. Studies in Systems, Decision and Control*, vol. 169. Springer, Cham, 2019.

RAYMUNDO, A.S; ZANAROTTO, R; BELISÁRIO, M; PEREIRA, M. G; RIBEIRO, J.N; FLORES, A.V. Evaluation of sugar-cane bagasse as bioadsorbent in the textile wastewater treatment contaminated with carcinogenic congo red dye. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.53, p.931-938, 2010.

RIBEIRO, A.V.F.N., DA SILVA, A.R., CUNHA, T.P., SANTOS, R.T., OLIVEIRA, J.P., PEREIRA, E.V., LICINIO, M.V.V.J., PEREIRA, M.G., SANTOS, A.V., RIBEIRO, J.N. Banana Peel for Acetylsalicylic Acid Retention. *Journal of Environmental Protection*, v.7, p.1850-1859, 2016.

RIBEIRO, A.V.F.N., SILVA, A.R., PEREIRA, M.G., LICINIO M.V.V.J., RIBEIRO, J.N. Wood sawdust powder from *Corymbia citriodora* to congo red toxic dye adsorption. *Indian Journal of Applied Research*, v.8, n.7, p.449-451, 2018.

RIBEIRO^B, A.V.F.N., SILVA, A. R., SILVARES, P. H. S., LOIOLA, A. O., MONTEIRO, F. C., PEREIRA, M. G., RIBEIRO, J. N. Evaluation of liquorice *Glycyrrhiza glabra* L. root powder as a new adsorbent in the removal of textile dyes in aqueous medium. *International Journal Advanced Research*, v.6, n.8, p.278-290, 2018.

RIBEIRO, J.N., RIBEIRO, A.V.F.N., MONTEIRO, F.C., LICINIO, M.V.V.J., PEREIRA, M.G. Study of the *Ziziphus juazeiro* peel for indigo blue adsorption. *International Journal Advanced Research*, v.7, n.3, p.171-178, 2019.

RIBEIRO, J.N., RIBEIRO, A.V.F.N., DA SILVA, A.R., PEREIRA, M.G., DE OLIVEIRA, J.P., TOMAZ, A.T, VITORIA, B. Vermicompost for Indigo Blue and Congo Red Removal. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 13, p. 419-434, 2021.

SANTOS, E.G., ALSINA, O.L.S., SILVA, F.L.H. Desempenho de biomassas na adsorção de hidrocarbonetos leves em efluentes aquosos. *Química Nova*, v.30, n.2, p.327-331, 2007.

SHAKOOR, S., NASAR, A. Removal of methylene blue dye from artificially contaminated water using citrus limetta peel waste as a very low cost adsorbent. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v.66, p.154-163, 2016.

SONG, J., ZOU, W., BIAN, Y., SU, F., HAN, R. Adsorption characteristics of methylene blue by peanut husk in batch and column modes. *Desalination*, v.265, n.1-3, p.119-125, 2011.

TAHA, M.E. Equilibrium isotherms and kinetic studies of removal of methylene blue dye by adsorption onto miswak leaves as a natural adsorbent. *Journal of Environmental Protection*, v.2, p.817-827, 2011.

TARDIVO, J.P., GIGLIO, A.D., OLIVEIRA, C.S., GABRIELLI, D.S., JUNQUEIRA, H.C., TADA, D.B., SEVERINO, D., TURCHIELLO, R.F., BAPTISTA, M.S. Methylene blue in photodynamic therapy: From basic mechanisms to clinical applications. *Photodiagnosis and Photodynamic Therapy*. v.2, n.3, p.175-191, 2005.

YUMPU. Adsorption Isotherms, 2022.

<https://www.yumpu.com/en/document/view/5468447/adsorption-isotherms>

Acesso em 29/02/2022.

ZAMORA, P.P., KUNZ, A.M., SANDRA G., DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. *Química Nova*, v.25, n.1, p.78- 82, 2002.

ZHANG, Y., ZHANG, L., HUANG, Z., LI, Y., LI, J., WU, N., HE, J., ZHANG, Z., LIU, Y., NIU, Z. Pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in drinking water of China: Composition, distribution and influencing factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.177, p.108-116, 2019.