



AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE ADSORTIVA DO BAGAÇO DE MALTE E DA FIBRA DE COCO NA REMOÇÃO DO AZUL DE METILENO DE EFLUENTES

ANA P. BRANDÃO¹, MARIA EMÍLIA V. ALMEIDA¹; JOSÉ L. VIEIRA NETO¹;
KÁSSIA G. SANTOS^{1*}

¹Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Departamento de Engenharia Química
*e-mail: kassia.santos@uftm.edu.br

RESUMO - A indústria têxtil é um setor que se destaca na economia brasileira e que, apesar da sua representatividade econômica, tem gerado grandes quantidades de efluentes com altas concentrações de corantes sintéticos. Quando descartados sem tratamento adequado, estes contribuem para a poluição de rios e mares. O processo de adsorção empregando adsorventes alternativos é uma técnica promissora na remoção da cor de efluentes têxteis. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade adsortiva do bagaço de malte (BM) e da fibra de coco (FBC) na remoção do corante azul de metileno a partir de soluções aquosas sintéticas. Foram realizados experimentos de isoterma de equilíbrio, cinética de adsorção e curva de ruptura em leito fixo, e ajustados modelos da literatura. As isotermas foram representadas pelo modelo de Sips, sendo a capacidade máxima de adsorção de 26,75 mg/g para o BM e 61,9 mg/g para o FBC, mostrando que a fibra de coco é mais indicada para adsorção.

INTRODUÇÃO

Problemas ambientais estão se tornando cada vez mais frequentes devido ao crescimento populacional e ao aumento de atividades industriais. Dentro deste contexto, a indústria têxtil no Brasil atualmente é destaque no cenário mundial e segundo a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT, 2020), o Brasil é o 4º maior produtor mundial de têxteis com uma produção média de 1,2 milhão de toneladas em 2018.

Apesar de todos os benefícios econômicos existentes, a indústria têxtil possui um elevado potencial poluidor, devido ao grande volume de água utilizado no processo de confecção e beneficiamento do tecido, produzindo grande carga de efluente contendo diferentes tipos de contaminantes químicos.

De acordo com Almeida *et al.* (2017), o maior consumo de água ocorre nas etapas de tinturaria e acabamento, gerando em torno de 50 a 100 L de efluente por quilo de tecido produzido, sendo os corantes um dos principais

compostos químicos utilizados no processo e de alto potencial de poluição.

Existem mais de 100.000 corantes disponíveis comercialmente com uma produção de mais de 7×10^5 ton/ano (Robinson *et al.*, 2001) e de acordo com Guaratini e Zanoni (2000) estima-se que cerca de 15% da produção total de corantes no mundo é perdida para o ambiente durante sua síntese, processamento ou aplicação, representando aproximadamente um lançamento de 1,2 ton/dia dessa classe de compostos no meio ambiente.

Para Borba *et al.* (2012) a presença de corantes em resíduos têxteis causa graves problemas ao meio ambiente, visto que são compostos orgânicos tóxicos e de difícil degradação. Geralmente, os corantes possuem alta resistência à quebra por tratamentos químicos, físicos e biológicos por apresentarem uma estrutura aromática complexa (Araújo *et al.*, 2019) e para Antunes *et al.* (2010), quando descartados diretamente nos corpos d'água, sem tratamento, os corantes podem afetar o processo de fotossíntese e os ciclos biológicos, visto que a transparência da água é modificada,

dificultando a penetração da luz solar, fundamental a esse processo.

Diante do cenário de preocupação ambiental e com a legislação cada vez mais rigorosa, novas pesquisas e tecnologias têm sido desenvolvidas para a remoção de corantes. Para Oliveira (2012), as técnicas mais utilizadas para remoção da cor de efluentes têxteis englobam adsorção, eletroquímica, precipitação, filtração, ozonização entre outros, sendo que a adsorção é o processo de tratamento mais utilizado.

A adsorção, em sistemas sólido-líquido ou sólido-gás, é um processo de separação onde os componentes da fase fluida são transferidos para a superfície de um adsorvente (McCabe *et al.*, 1993). O componente no estado adsorvido é chamado de adsorvato, enquanto o adsorvativo é o contaminante da fase líquida ou gasosa a ser adsorvido (não está em contato com a superfície ainda) por um adsorvente, material sólido sobre o qual ocorre a adsorção (Butt *et al.*, 2006).

O adsorvente mais utilizado é o carvão ativado, que possui uma boa capacidade adsorvente devido à área superficial, tamanho e volume, porém seu uso se torna inviável devido ao alto custo (Mazzeto *et al.*, 2017). Sendo assim, a busca por adsorventes alternativos para tornar o processo mais barato vem sendo cada vez mais incentivada, como é o caso dos bioadsorventes das fibras de coco, da bananeira, das palhas de arroz e trigo, e do bagaço de cana-de-açúcar (Viganô *et al.*, 2019; Almeida e Santos, 2020).

Oliveira (2009), pesquisou adsorventes alternativos para a remoção de AM em uma coluna de leito fixo, utilizando casca de noz carbonizada como enchimento. No estudo, foram analisados os efeitos da concentração inicial (200 – 1000 mg/L); da vazão de alimentação (3 – 12,5 L/min); e da altura do leito (4 – 12 cm). Os resultados obtidos mostraram que a quantidade de azul de metileno adsorvida aumentou com o aumento da concentração da solução de alimentação e com o aumento da altura de leito, entretanto, com o aumento da vazão de alimentação, a quantidade de azul de metileno adsorvida diminuiu.

Carneiro (2014) teve como objetivo representar a dinâmica de remoção de compostos sulfurados em colunas de adsorção de leito fixo por meio da modelagem matemática. Os resultados permitiram compreender a adsorção dos compostos sulfurados e nitrogenados presentes no óleo diesel, além da avaliação da influência de variáveis de processo, como comprimento do leito, vazão e concentração de alimentação, resultados utilizados para a construção de uma coluna em escala industrial.

A Tabela 1 resume a eficiência de adsorção de AM em diversas biomassas de alguns trabalhos da literatura, bem como informações sobre as isotermas de equilíbrio, mostrando o potencial desses materiais como bioadsorventes.

Tabela 1. Eficiência de adsorção de algumas biomassas na adsorção de AM.

Referência	Adsorvente	Condições Experimentais	Eficiência	Modelo de isoterma
Santos e Silva (2019)	Casca de arroz	$C_0=50$ mg/L pH=7	79,4%	Langmuir
Litordi et al (2019)	Fungo <i>Aspergillus oryzae</i>	$C_0= 50$ a 300 mg/L	$q_{max}= 38$ mg/g	Freundlich
Ferreira et al (2019)	Bagaço de cocos <i>Nucifera L.</i>	$C_0= 10$ a 30 mg/L	99,4%	-
Viganô et al, (2019)	Bagaço de cana e Fibra de coco	$C_0= 5$ a 300 mg/L	36 a 88,2% 68 a 84%	Freundlich
Barroso, Lopes e Cunha (2019)	Casca de pequi	$C_0= 22,4$ mg/L; pH= 6,6	73,2%	-
Sanguino et al (2019)	Fungo <i>Basidiomicetos</i>	$C_0= 10$ a 20 mg/L	95,5%	-
Silva (2021)	Endocarpo do cajá	$m=3g$, 30 rpm, $C_0=25$ mg/L	95,93%.	-
Tochetto (2020)	Coco de Jerivá	$C_0= 51$ a 103 mg/L	99%	Freundlich
Jorge <i>et al.</i> (2020)	Bagaço de cana	$C_0=5$ a 500 mg/L	$q_{max}= 61,2$ mg/g	Sips
Stoppe <i>et al.</i> (2019)	Carvão de coco verde Carvão ativado	$C_0=2$ a 300 mg/L	99,65%	Freundlich
Tavares, Souza e Santos (2020)	Serragem (Apuleia Leiocarpa)	$C_0=2$ a 300 mg/L	$q_{max}= 61,2$ mg/g	Sips

O Brasil produz cerca de 8,1 bilhões de unidades de coco da espécie *Cocos Nucifera L.*, também conhecido como coco-da-bahia. Este material é descartado em aterros e lixões, provocando um enorme problema aos serviços municipais de coleta de lixo, devido ao seu grande volume. Além disso, o meio ambiente leva de 8 a 12 anos para decompor o coco, sendo viável o desenvolvimento de alternativas de aproveitamento da casca de coco verde a fim de reduzir a quantidade de resíduos sólidos nos aterros sanitários (Cstilha, 2011).

Segundo Senhoras (2003), a fibra da casca de coco apresenta inúmeras vantagens na sua utilização como adsorvente, em razão de ser um material ecológico e facilmente reciclável. Além disso, pertence à família das fibras duras, tendo como principais componentes a celulose e o lenho que lhe conferem elevados índices de rigidez e dureza. Sua variada possibilidade de utilização é possível devido a importantes características, como elasticidade, durabilidade e resistência à tração e à umidade. Além de que, possui estrutura rica em carbono e baixo teor de cinzas, quando calcinada (Nascimento *et al.*, 2019).

Outra biomassa abundante no sudeste brasileiro é o bagaço de malte, um dos principais resíduos da indústria cervejeira. Apesar de ter várias aplicações na área nutricional, é uma biomassa que tem sido utilizada em estudos de produção de biocarvão (Silva *et al.*, 2021), sendo importante também avaliar seu comportamento como adsorvente.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar o tratamento de efluentes têxteis através da adsorção do corante AM metileno utilizando bagaço de malte (BM) e a biomassa fibra de coco (BFC). Para tal, estudou-se o comportamento no equilíbrio para ambas as biomassas, por meio de experimentos e ajuste de modelos de isoterma de equilíbrio. Para a BFC, foi estudada a cinética de adsorção do sistema em duas concentrações iniciais de solução, em temperatura ambiente. Além disso, também foi realizada a operação de adsorção em leito fixo, empacotado com BFC, a fim de realizar a biossorção do AM. Modelos disponíveis da literatura foram empregados para ajustar os a da curva de ruptura do leito fixo, em duas condições operacionais com vazões diferentes.

METODOLOGIA

Caracterização Do Material Adsorvente

O bagaço de malte (BM) e a biomassa de fibra de coco (BFC) foram peneirados e sua distribuição de tamanho foi representada pelo modelo RRB, com $D'=1,08$ mm e $n=2,03$ para BM e $D'=0,75$ mm e $n=2,23$ para BFC.

Para remoção da cor presente no material adsorvente, foi realizada a lavagem com água quente por sucessivas vezes até a remoção da cor amarelo alaranjada da serragem. Em seguida o material foi seco em estufa a 105°C por 24 horas.

Apesar de não ter sido calculado o ponto de carga zero do adsorvente (PCZ) neste trabalho, a maioria das biomassas *in natura* apresentam ponto de carga zero entre 5 e 6,5, o que indica que nestes valores de pH, o balanço entre as cargas positivas e negativas presentes no material é nulo. O azul de metileno é um corante catiônico, com pH original em torno de 6,3 (Alfredo *et al.*, 2015). Assim, a adsorção de azul de metileno na serragem é favorecida, uma vez que o pH da solução é maior que o PCZ da biomassa.

Para a curva de Calibração da concentração de AM, foram preparadas soluções com concentrações conhecidas de AM de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 mg/L. Logo depois, no espectrofotômetro UV-VIS foi feita a leitura da absorbância no comprimento de onda de 664 nm em triplicata. A partir dos dados o gráfico de Concentração vs. Absorbância foi construído.

Isotermas De Adsorção

Os experimentos foram realizados em 10 erlenmeyers contendo soluções de 500 mL em diferentes concentrações de AM (2, 10, 20, 40, 60, 100, 200, 300, 400 e 500 mg/L) e uma massa fixa de 2,5 g de adsorvente. Os testes de isoterma foram realizados para as duas biomassas. As suspensões contendo a bioadsorvente e o efluente sintético foram agitadas por 24 horas. Ao final do experimento, as soluções foram filtradas com papel filtro e em seguida as amostras foram lidas no espectrofotômetro UV-VIS.

Com os valores obtidos da absorbância no equilíbrio foi possível calcular a quantidade de AM adsorvido pelo BM e BFC através da Equação 1.

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} \quad (1)$$

em que q_e é a quantidade de AM adsorvido pelo PS no equilíbrio (mg/g); C_0 é a concentração inicial de AM (mg/L); C_e é a concentração de AM no equilíbrio (mg/L); V é o volume da solução (L); e m é a massa do adsorvente (g).

Posteriormente os modelos de isotermas dispostos na Tabela 2 foram avaliados por regressão não linear e comparados para obter o modelo que melhor representa o equilíbrio da adsorção de AM no BM. O mesmo procedimento foi feito para a suspensão BFC-solução.

Tabela 2. Equações para a predição dos dados de Isoterma de Equilíbrio.

Modelos	Equação
Langmuir	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} b_L C_e}{1 + b_L C_e}$
Freundlich	$q_e = k_F C_e^n$
Sips	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} (k_S C_e)^{n_s}}{1 + (k_S C_e)^{n_s}}$
Temkin	$q_e = \beta \ln(k_{T_e} C_e)$
Tóth	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} C_e}{\left(1/k_T + C_e^{n_T}\right)^{1/n_T}}$
Radke e Praunsnitz	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} b_{rad} C_e}{(1 + b_{rad} C_e)^{n_{rad}}}$
Redlich e Peterson	$q_e = \frac{k_{RP} C_e}{1 + \alpha_{RP} C_e^g}$

Fonte: Adaptado de Colombo (2013).

Cinética de Adsorção

Os ensaios do tempo de equilíbrio foram realizados em sistema batelada para as concentrações de 50 e 200 mg/L de AM. Testes de cinética foram realizados apenas para o FBC. Frascos contendo 1L de solução e 5 g de biomassa foram mantidos sob agitação. Em intervalos de tempo amostras foram retiradas e analisadas em relação à concentração de AM na solução. A quantidade do corante adsorvido

com o tempo foi calculada empregando a Equação 2.

$$q_t = \frac{C_0 - C_t}{m} \quad (2)$$

na qual q_t é a quantidade de AM adsorvido pela biomassa no tempo (mg/g) e C_t é a concentração de AM no tempo (mg/L). Para estabelecer a correlação mais apropriada para descrever a cinética de adsorção, foram testados os modelos de pseudo 1ª e 2ª ordens (Tabela 3).

Tabela 3. Equações para a predição dos dados de cinética de adsorção.

Modelo	Equação
Pseudo 1ª Ordem	$q_t = q_{e1} [1 - \exp(-k_1 t)]$
Pseudo 2ª Ordem	$q_t = \frac{k_2 q_{e2}^2 t}{1 + q_{e2} k_2 t}$

FONTE: Adaptado de Schimell (2008).

Adsorção Em Leito Fixo

Os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório, utilizando-se de uma coluna de PVC com 2,3 cm de diâmetro interno e 21 cm de comprimento (Figura 1), empacotada com 24 g de BFC, com altura de empacotamento de 19 cm. A alimentação da solução de AM foi feita de forma ascendente na coluna, com o auxílio de uma bomba peristáltica, coletando-se amostras ao longo do tempo, para determinação da absorbância e concentração. Foram realizados testes em duas condições dispostas na Tabela 4.

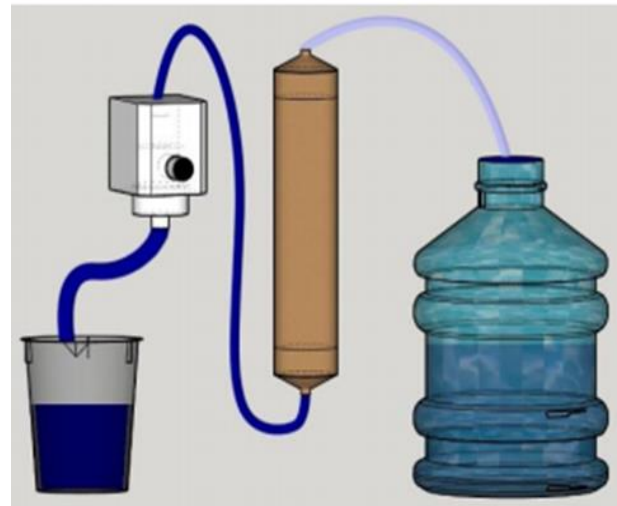


Figura 1. Unidade Experimental.

Tabela 4. Condições experimentais da adsorção em leito fixo de AM por FBC.

Corrida	C_0 (mg/L)	Q (mL/min)	M (g)
1	200	40	24
2	200	80	24

Em intervalos de tempo, amostras foram coletadas no topo da coluna e analisadas por espectrofotometria UV-Vis. A partir dos dados extraídos foi possível construir a curva de ruptura para as diferentes condições estudadas.

O ponto de ruptura de uma coluna foi então especificado quando a concentração de saída do contaminante alcançou a 5% da concentração inicial, saindo com uma concentração C_b . O tempo para atingir o ponto de ruptura foi definido como t_b , e será utilizado para avaliar a eficiência do leito fixo na adsorção (Geankopolis, 1993).

A partir dos dados experimentais em leito fixo, ajustou-se os parâmetros de três modelos: Thomas; Yoon e Nelson; e Yan (Tabela 5).

Tabela 5. Equações para a predição dos dados de operação em leito fixo (curvas de ruptura).

Modelos	Equação
Thomas	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left[\frac{K_{Th}}{Q}(q_{Th}m - C_0Qt)\right]}$
Yoon & Nelson	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left[k_{YN}\left(\frac{q_{YN}}{C_0Q} - t\right)\right]}$
Yan	$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{QC_0t}{q_{YAN}m}\right)^a}$

FONTE: Adaptado de Canteli (2013).

Para ser possível a análise dos resultados dos experimentos realizados em leito fixo, algumas equações são utilizadas a partir dos dados obtidos da curva de ruptura. As Equações (3) a (7) permitem, a determinação do tempo útil do leito até o ponto de ruptura, o tempo de saturação da coluna, a porcentagem útil do equipamento, a altura útil do leito, a zona de transferência de massa (ZTM) e a capacidade máxima de adsorção do equipamento, respectivamente (MENEZES, 2010).

$$t_u = \int_0^{t_b} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (3)$$

$$t_t = \int_0^{\infty} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (4)$$

$$\% \text{ útil} = \frac{t_u}{t_t} \quad (5)$$

$$H_u = \frac{t_u}{t_t} H_t \quad (6)$$

$$ZTM = H_t - H_u \quad (7)$$

$$q_u = \frac{C_0 Q_{alim}}{1000 m_{ads}} \int_0^{t_s} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (8)$$

em que, t_u corresponde ao tempo útil, t_b o ponto de ruptura em minutos, C_t concentração de solução em um determinado tempo (mg/L), C_0 é a concentração inicial (mg/L), t_t é o tempo de saturação (min), H_u representa o comprimento utilizado do leito, H_t é o comprimento total do leito, q_u é a quantidade de corante adsorvido pelo BC (mg/g), Q é a vazão de alimentação (mL/min) e m é a massa de adsorvente seco (g). O limite superior da Equação 4 corresponde ao tempo em que o valor de C/C_0 seja superior a 0,975.

RESULTADOS

Curva de Calibração para o AM

As soluções de AM com diferentes concentrações foram preparadas por meio de diluição de uma solução-padrão de 10 mg/L. Após, as concentrações foram utilizadas para a construção da curva analítica de calibração, apresentada na Figura 2.

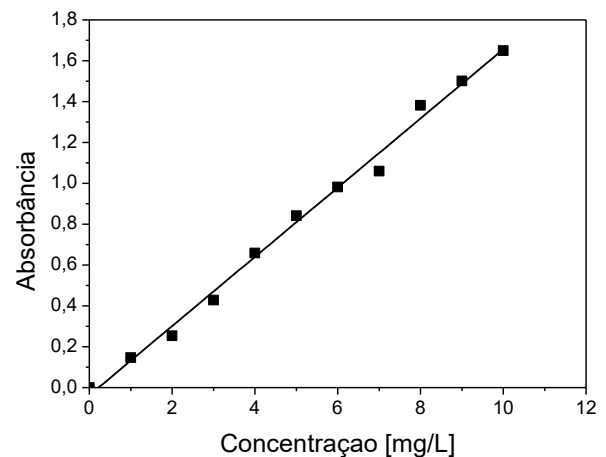


Figura 2. Curva de Calibração para o AM

Isoterma de Adsorção

A Figura 3 mostra as isotermas referentes a adsorção de AM nas biomassas bagaço de malte (a) e fibra de coco (b), na qual observa-se um comportamento favorável à adsorção do AM.

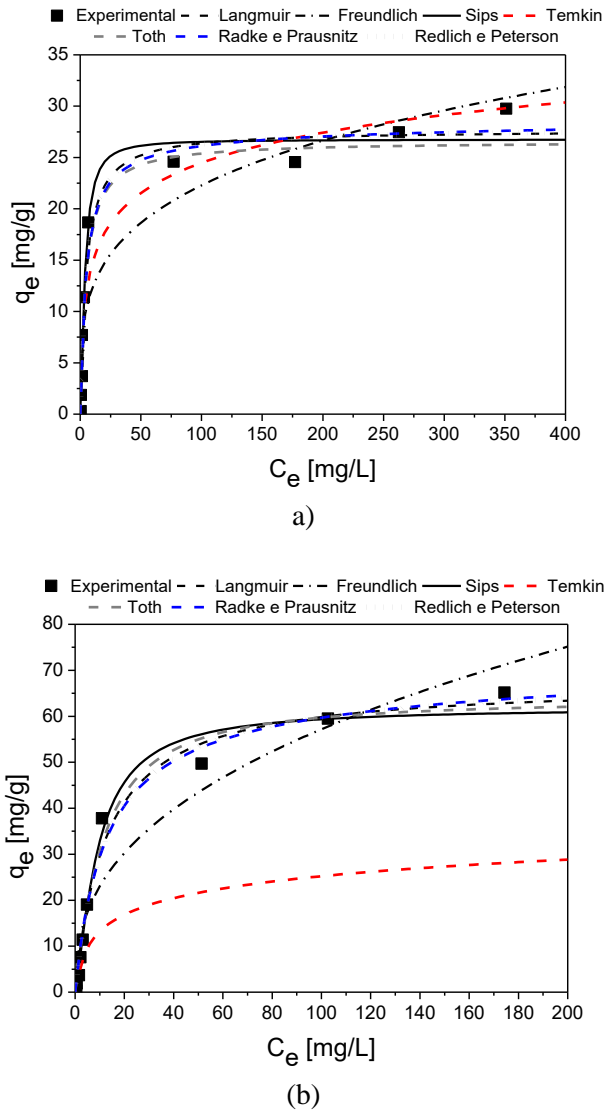


Figura 3. Isoterma experimental ajustada por modelos: (a) Bagaço de Malte (BM); (b) Bagaço da Fibra de Côco (BFC).

A Tabela 6 apresenta os ajustes dos parâmetros das isotermas mais investigadas na literatura. Para ambas as biomassas, o modelo de Sips apresentou o melhor ajuste aos dados experimentais ($R^2=0,97$ para o BM e $R^2=0,987$ para BFC). A isoterma de Sips combina os modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich. Em concentrações baixas de adsorvato esse modelo assume a forma de Freundlich, enquanto em concentrações altas a

isoterma prevê uma capacidade de adsorção em monocamadas como na isoterma de Langmuir.

Tabela 6. Valores dos parâmetros ajustados referentes aos modelos de isotermas.

Modelos	Parâmetros	Biomassas	
		BM	BFC
Langmuir	$q_{m\acute{a}x}$ [mg/g]	27,6668	67,4166
	b_L [L/mg]	0,2053	0,0789
	R^2	0,9657	0,9829
Freundlich	k_F [L/mg]	6,7901	9,2679
	n	0,2580	0,3950
	R^2	0,8756	0,9222
Sips	$q_{m\acute{a}x}$ [mg/g]	26,7512	61,9080
	k_S [L/mg]	0,2608	0,1098
	n_S	1,4654	1,3127
	R^2	0,9757	0,9866
Temkin	β	9,5777	11,9945
	k_T [L/mg]	3,1863	1,2646
	R^2	0,9488	0,9742
Tóth	$q_{m\acute{a}x}$ [mg/g]	26,5996	63,9529
	k_T [L/mg]	0,2153	0,0417
	n_T	0,9937	1,2195
	R^2	0,9657	0,9835
Radke e Prausnitz	$q_{m\acute{a}x}$ [mg/g]	25,5321	59,5445
	b_{rad} [L/mg]	0,2294	0,0926
	n_{rad}	0,9795	0,9550
	R^2	0,9660	0,9833
Redlich e Peterson	k_{RP} [L/g]	5,7629	5,4441
	α_{RP} [mg/L]	0,2153	0,0871
	g	0,9937	0,9844
	R^2	0,9657	0,9830

Os parâmetros ajustados no modelo de Sips indicam uma capacidade máxima de adsorção de 26,75 mg/g para o BM. Já a BFC mostrou $q_{m\acute{a}x}$ de 61,9 mg/g para o BFC, similar ao encontrado por Souza et al. (2016), de 68,97 mg/g. Assim, o BFC tem capacidade adsorvativa bem superior ao BM e é mais eficiente na adsorção de AM.

O valor do parâmetro $n>1$ indica, para ambas as biomassas, indica que a superfície do biossorvente é altamente heterogênea. Assim ocorre a formação de mais de uma camada de adsorbato no adsorvente. Isto caracteriza uma cooperatividade positiva, em que a adsorção em uma cada camada contribui para a adsorção das camadas seguintes devido às interações laterais das moléculas (Sotiles, 2017).

Cinética de Adsorção

A Figura 4 mostra a comparação entre os dados experimentais e modelos referentes à cinética da adsorção de AM na biomassa BFC, para as concentrações iniciais de 50 mg/L (a) e 200 mg/L (b).

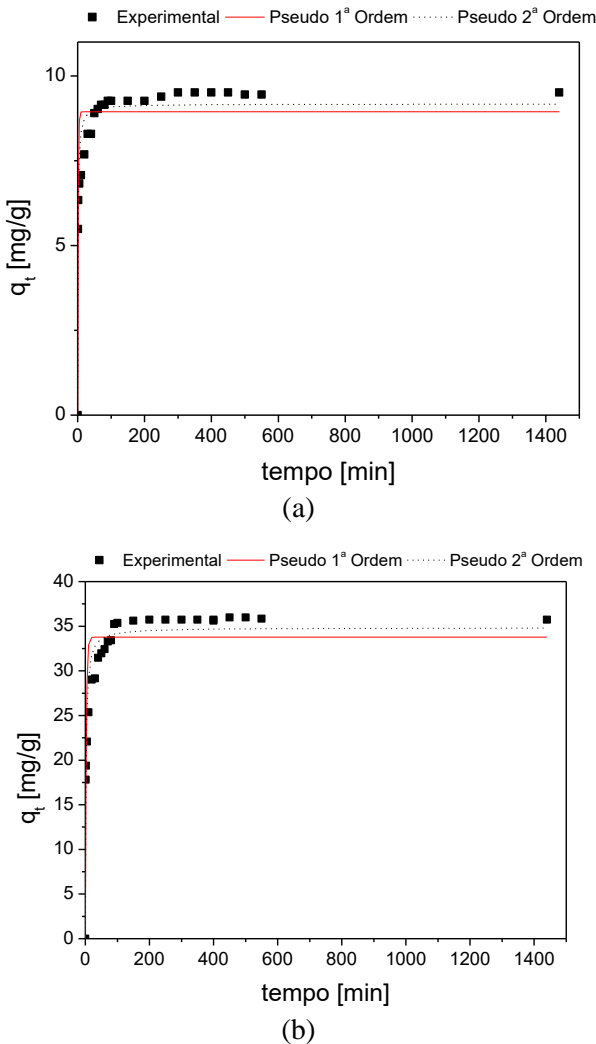


Figura 4. Dados experimentais e ajustados por modelos de: (a) Cinética de adsorção com $C_0 = 50$ mg/L; (b) Cinética de adsorção para $C_0 = 200$ mg/L.

A Tabela 7 resume os valores dos parâmetros dos modelos cinéticos de pseudo 1ª e pseudo 2ª ordens. Em ambas as concentrações estudadas, o modelo de pseudo 2ª ordem foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais. Assim, a fase limitante da velocidade de adsorção é a adsorção na superfície do BFC. Isto implica em uma variação diretamente proporcional entre a velocidade de adsorção com o quadrado de sítios disponíveis e que a adsorção envolve

forças de valência ou troca de elétrons entre o adsorbato e o adsorvente (Ho *et al.*, 2002).

Tabela 7. Resultados dos ajustes dos modelos cinéticos para adsorção de AM em BFC.

Modelos	Parâmetros	Desvio	R ²
$C_0 = 50$ g/L			
Pseudo	$q_{e1} = 8,9456$	0,1713	0,8698
1ª ordem	$k_1 = 0,6988$	0,1244	
Pseudo	$q_{e2} = 9,1752$	0,1249	0,9407
2ª ordem	$k_2 = 0,1078$	0,0183	
$C_0 = 200$ mg/L			
Pseudo	$q_{e1} = 33,7784$	0,7363	0,8470
1ª ordem	$k_1 = 0,3630$	0,0696	
Pseudo	$q_{e2} = 34,8351$	0,5229	0,9365
2ª ordem	$k_2 = 0,0152$	0,0025	

Em ambos os modelos, os valores de q_e apresentaram boa concordância com o valor de q_e obtido experimentalmente.

Comparando-se os valores da velocidade de adsorção, observa-se que esta ocorre de forma mais lenta em concentrações maiores, uma vez que o parâmetro k_2 para $C_0 = 200$ mg/L é menor que k_2 para $C_0 = 50$ mg/L.

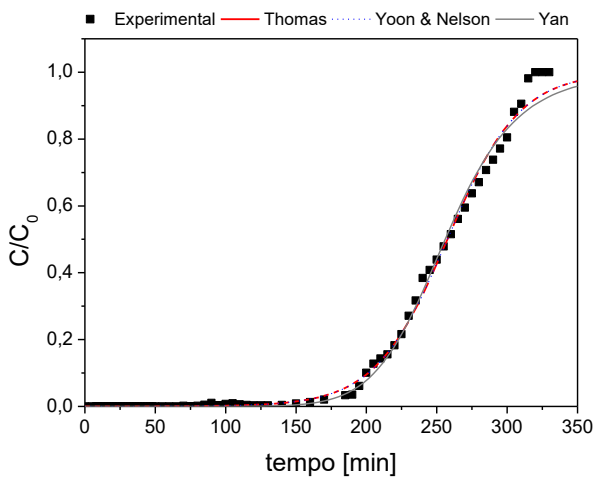
Este decaimento inicial ocorre devido à grande quantidade de sítios adsorventes disponíveis para a adsorção, desta forma, a taxa de adsorção é muito rápida. Após esse período os sítios adsorventes restantes são difíceis de serem ocupados devido à força de repulsão entre as moléculas na superfície sólida, além da dificuldade das moléculas de AM se difundirem internamente no interior dos poros.

Operação Em Leito Fixo

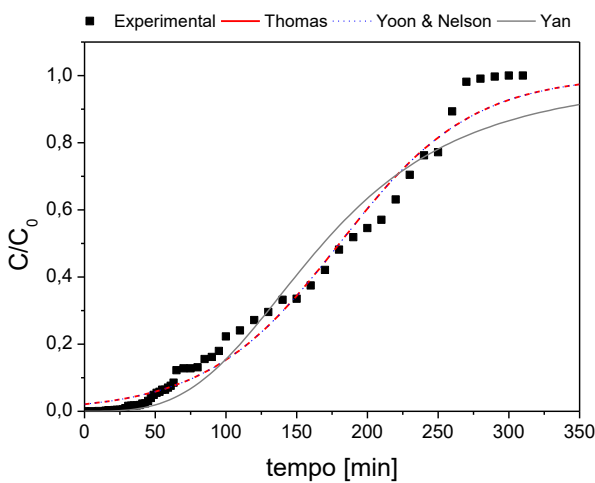
A Figura 5 apresenta a curva de ruptura experimental realizada para a adsorção de AM em leito fixo utilizando FBC, para a Corrida 1 ($C_0 = 200$ mg/L; $Q = 40$ mL/min e $M = 24$ g) e a Corrida 2 ($C_0 = 200$ mg/L; $Q = 80$ mL/min e $M = 24$ g). Também foram inseridas as curvas dos ajustes dos modelos para curvas de ruptura, de Thomas; Yoon e Nelson, bem como o modelo de Yan, descritos anteriormente na Tabela 5.

Nota-se que em menores vazões de fluido, o tempo útil de operação foi maior, sendo possível tratar 7,8 L de efluente em 195 min, até que este saísse com uma concentração de 5% de corante. Já na operação em maiores vazões, $Q_2 = 80$ mL/min, após a

operação do leito por 50 min, foi possível obter 4 L de efluente tratado, para uma remoção de 95% do AM. Isto mostra que menores vazões de fluido conduzem à purificação de uma maior quantidade final de efluente, uma vez que o um maior tempo de residência do fluido na coluna prolonga o contato sólido-fluido, o que permite a adsorção em multicamadas e um maior aproveitamento dos sítios ativos da biomassa.



(a)



(b)

Figura 5. Dados experimentais e ajustados por modelos de: (a) Curva de ruptura para a Corrida 1; (b) Curva de ruptura para a Corrida 2.

A Figura 5 também apresenta as curvas ajustadas para os modelos de curvas de ruptura, de Thomas; Yoon e Nelson, bem como o modelo de Yan, descritos anteriormente na Tabela 5. Os valores dos parâmetros ajustados para estes modelos encontram-se na Tabela 8, para as duas condições experimentais. Observa-se que os melhores ajustes foram os modelos de Thomas e também o de Yoon e Nelson, uma vez

que a expressão do modelo de Yoon e Nelson é matematicamente análoga à equação que representa o modelo de Thomas (Calero *et. al.*, 2009).

Tabela 8. Parâmetros ajustados para os modelos de curva de ruptura da adsorção de AM em leito fixo, empregando o adsorvente BFC.

Modelos	Parâmetros	Desvio	R ²
Corrida 1			
Thomas	$q_{Th}=85,8496$	0,2081	0,9952
	$k_{Th}=0,1952$	0,0044	
Yoon e Nelson	$q_{YM}=1,2877$	0,0031	0,9952
	$k_{YM}=0,0391$	0,0009	
Yan	$q_{Yan}=85,3128$	0,2381	0,9937
	$k_{Yan}=10,0106$	0,2639	
Corrida 2			
Thomas	$q_{Th}=120,1726$	1,4621	0,9833
	$k_{Th}=0,1065$	0,0038	
Yoon e Nelson	$q_{YM}=0,4507$	0,0055	0,9833
	$k_{YM}=0,0213$	0,0008	
Yan	$q_{Yan}=112,4688$	2,2994	0,9645
	$k_{Yan}=3,2367$	0,1986	

A Tabela 9 mostra os parâmetros característicos da adsorção no leito fixo. Houve boa concordância entre o valor experimental da capacidade máxima de adsorção ($q_U=84,44$ mg/g) e o mesmo parâmetro estimado pelo modelo de Thomas ($q_{Th}=85,34$ mg/g, corrida 1).

Tabela 9. Parâmetros característicos do leito fixo para todas as condições.

Parâmetros	Corrida 1	Corrida 2
H_t [cm]	19,00	19,00
t_b [min]	193,00	50,00
t_t [min]	253,31	171,39
t_u [min]	191,40	49,37
% útil	76 %	29%
HU	14,36	5,47
ZTM [cm]	4,64	13,53
q_u [mg/g]	84,44	114,34

Observou-se que o aumento da vazão de 40 mL/min (Corrida 1) para 80 mL/min (corrida 2) implicou no incremento da capacidade máxima de adsorção de 84,44 mg/g para 114,34 mg/g, no entanto, o tempo de saturação diminuiu, de 253,31 min para

171,34 min. O mesmo ocorre para o tempo de ruptura, que diminui de 193 min para 50 min.

Uma vez que o aumento da vazão leva à diminuição do tempo de contato fluido-partícula, a porcentagem de utilização do leito cai, de 76 % para apenas 29%, aumentando a Zona de Transferência de massa (ZTM) e as resistências à transferência de massa difusional. Isto evidencia que a difusão limita a adsorção e que provavelmente não houve tempo hábil para saturação dos poros internos da biomassa.

Assim, o mais indicado é operar na menor vazão de alimentação de efluente factível.

CONCLUSÃO

Após avaliar a isoterma de equilíbrio da adsorção de AM em bagaço de malte e fibra de coco, apesar de ambas isotermas serem favoráveis, observou-se uma baixa adsorção pelo do corante no bagaço de malte.

Resultados do teste de cinética de adsorção mostraram um comportamento regido por um modelo de pseudo- 2ª ordem.

Já experimentos em leito fixo mostraram que a BFC tem alto potencial com bioadsorvente, chegando a purificar cerca de 7,8 L de efluente em 193 min, quando operado o leito fixo com 24 g de FBC, solução inicial de corante de 200 mg/L, bombeados a 40 mL/min. No entanto, esta condição levou à utilização de 79% da biomassa presente no leito, devido à alta resistência à transferência de massa por difusão. Assim, a avaliação das curvas de ruptura permitiu concluir que menores vazões podem ainda aumentar o volume total de efluente tratado por massa de bioadsorvente, permitindo maior tempo de contato entre sólido fluido, o que permitirá o aproveitamento maior dos sítios internos da biomassa e a adsorção em multi-camadas.

NOMENCLATURA

a	Expoente de Yan;
β	Coefficiente cinético da transferência de massa externa (min^{-1});
AM	Azul de Metileno;
BM	Bagaço de malte;
b_L	Constante de afinidade de adsorção de Langmuir (L/mg);

b_{rad}	Constante da isoterma de Radke e Praunsnitz (L/mg);
C	Concentração da solução à saída do leito (mg/L);
C_0	Concentração inicial (mg/L);
C_e	Concentração do equilíbrio (mg/L);
g	Expoente de Redlich e Peterson;
H_U	Altura útil do leito (cm);
H_t	Altura total do leito (cm);
k_1	Constante da taxa de adsorção de Pseudo-primeira ordem (mg/g);
k_2	Constante da taxa de adsorção de Pseudo-segunda ordem (mg/g);
k_F	Constante de Freundlich (L/mg);
k_{RP}	Constante de Redlich e Peterson (L/g);
k_S	Constante de Sips (L/mg);
k_T	Parâmetro de Tóth (L/mg);
k_{Te}	Constante de ligação de equilíbrio (L/mg);
K_{Th}	Constante cinética de Thomas (ml/min.mg);
K_{YN}	Constante cinética de Yoon & Nelson (min^{-1});
m, M	Massa de adsorvente;
n	Expoente de Freundlich;
n_{rad}	Expoente de Radke e Praunsnitz;
α_{RP}	Parâmetro de Redlich e Peterson (mg/L);
n_S	Expoente de Sips;
n_T	Constante específica de Tóth;
Q	Vazão de alimentação no leito fixo
q_{e1}	Capacidade de adsorção no equilíbrio de Pseudo-primeira ordem (mg/g);
q_{e2}	Capacidade de adsorção no equilíbrio de Pseudo-segunda ordem (mg/g);
q_e	Quantidade de adsorbato adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio (mg/g);
$q_{m\acute{a}x}$	Capacidade máxima de adsorção do material (mg/g);
q_t	Quantidade de adsorbato adsorvida no tempo t (mg/g);
q_{Th}	Capacidade máxima de adsorção (mg/g);
q_U	Capacidade máxima de adsorção do leito (mg/g);
q_{YAN}	Capacidade de adsorção do leito (mg/g);
q_{YN}	Capacidade máxima de adsorção de Yoon & Nelson (mg);
t	Tempo (min);
t_b	Tempo de ruptura do leito (min);
t_t	Tempo de saturação do leito (min);

t_U Tempo útil do leito (min);

ZTM Zona de transferência de massa (cm);

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à UFTM e ao CNPq, pela bolsa PIBIC de Iniciação Científica – 2019.

REFERÊNCIAS

- ABIT, Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção, Perfil do Setor, Disponível em: <http://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>. Acesso em: 08 ago 2022.
- ALFREDO, A. P. C.; GONÇALVES, G. C.; LOBO, V. S. & MONTANHER, S. F. (2015), Adsorção de Azul de Metileno em Casca de Batata Utilizando Sistemas em Batelada e Coluna de Leito Fixo, *Rev. Virtual Quim.*, Vol 7, p. 1909-1920.
- ALMEIDA, E. J. R.; DILARRI, G.; CORSO, C. R. (2017), A indústria têxtil no Brasil: Uma revisão dos seus impactos ambientais e possíveis tratamentos para os seus efluentes, Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/artigos-cientificos/2016/01-a-industria-textil-no-brasil-uma-revisao-dos-seus-impactos-ambientais-e-possiveis-tratamentos-para-os-seus-efluentes.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2022.
- ALMEIDA, N.P.; SANTOS, K.G. (2020), Chemical Engineering Laboratory Teaching Using Project-Based Learning Approach: Gas Adsorption Using Banana Peel, *Research, Society and Development*, Vol 9, p. e184932716.
- ANTUNES, M. L. P.; CAMARGO, S. R. G.; JESUS, C. P.; RUSSO, A. C. et al (2010), Estudo Da Utilização De Serragem De Madeira Como Adsorvente Para Tratamento De Efluentes Têxteis. *REA Revista de Estudos Ambientais*, Vol 12, p. 6-14.
- ARAÚJO, L. A.; JANUÁRIO, E. F. D.; BELTRAN, L. B.; GUERRA, A. C. S.; GOMES, R. G.; BERGAMASCO, R. (2019), Estudo Cinético Da Biossorção De Corante Por Fruto De Aiphanes Aculeata, *Anais Eletrônico do XI EPCC - Encontro Internacional de Produção Científica*, Maringá- PR.
- BARROSO, J. A. D.; LOPES, L. R.; CUNHA, R. N. (2019), Estudo Da Adsorção De Azul De Metileno Utilizando Cascas De Pequi, *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, Vol 5, p. 29349-29356.
- BORBA, C. E.; MÓDENES, A. N.; QUINÔNES, F. R. E.; BORBA, F. H.; BASSI, A. F.; RIBEIRO, C. (2012), Estudo Da Cinética E Do Equilíbrio De Adsorção Dos Corantes Azul Turquesa QG E Amarelo Reativo 3R Em Carvão Ativado, *Engevista*, Vol 14, p. 135-142.
- BUTT, H. J.; GRAF, K.; KAPPL, M. (2006), *Physics and chemistry of interfaces*. 2nd ed. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA.
- CANTELI, A. M. D. (2013), Recuperação Do Aroma De Café, Benzaldeído, Em Coluna De Adsorção Ativado, *PPGEAL/UFPR – Curitiba – PR*, 129p. (dissertação de mestrado).
- CARNEIRO, E. F. (2014) Modelagem E Simulação De Coluna De Adsorção De Leito Fixo Para Dessulfurização Do Óleo Diesel. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. (dissertação de mestrado).
- CASTILHOS, L. (2011), Aproveitamento Da Fibra De Coco, Instituto de Tecnologia do Paraná – TECPAR, Disponível em: <http://www.respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NTY0MA==>. Acesso em: 08 ago. 2022.
- COLOMBO, A. (2013), Biossorção dos Íons Cádmi e Chumbo pela Casca de Soja. *TOL/UNIOESTE - Toledo – PR*, 115p. (dissertação de mestrado).
- FAIAD, J. C., CUNHA, L. M. P., SANTOS, K. G. (2018), Remoção Do Corante Azul De Metileno No Tratamento De Efluentes Por Adsorção Em Carvão De Coco Verde, UFTM - Uberaba-MG, (trabalho de conclusão de curso).

- FERREIRA, I. F.; COSTA, V. H. C.; SANTOS, J. B.; ASSIS, G. C (2019), Remoção Do Corante Azul De Metileno Por Adsorção Em Bagaço De Coco (Cocos Nucifera L.), Cadernos de Graduação, Universidade Tiradentes, Vol. 5, p. 339-348, Maceió – AL.
- GEANKOPLIS, C. J. (1993), Transport Processes and Unit Operations, 3^a ed., Prentice-Hall, 1993.
- GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. (2000), Corantes Têxteis, Química Nova, Vol 23, p. 71-78.
- HO, Y. S.; PORTER, J. F.; McKAY, G. (2002), Equilibrium Isotherm Studies For The Sorption Of Divalent Metal Ions Onto Peat: Copper, Nickel And Lead Single Component Systems, Water Air and Soil Pollution, Vol 141, p. 1-33.
- JORGE, I. R.; TAVARES, F. P.; SANTOS, K. G. (2020), Reutilização De Bagaço De Cana Como Bioadsorvente Na Remoção Do Azul De Metileno Em Leito Fixo, Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação, Vol 5, p. 57-70.
- LITORDI, L. R. V.; SANTOS, G. E.; SOUZA, F. H. M.; ANDRADE, G. S. S. (2019), Biossorção Do Corante Azul De Metileno A Partir De Biomassa Inativa De *Aspergillus Oryzae*, Anais do XIII COBEQ – IC 2019 - Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, p. 14-20, Uberlândia - MG.
- MAZETTO, I. A.; PARLADORE, D. F. S.; ZAPELÃO, K.; LIMA, R. C. A.; ANSCHAU, A. (2017), Caracterização De Biomassa De Uva-Do-Japão E Bagaço De Malte Como Adsorventes Através Da Análise Do Ponto De Carga Zero, Anais do XII COBEQ – IC 2017 - Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, p. 1652-1656, São Carlos - SP.
- MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOTT, P. (1993), Unit operations of chemical engineering. 5th ed. McGraw-Hill, Inc.
- MENEZES, M. L. (2010), Remoção Do Corante Reativo Azul 5g A Partir De Soluções Aquosas Utilizando O Bagaço Do Maracujá Amarelo Como Adsorvente. PEQ/UEM – Curitiba – PR, 134p. (dissertação de mestrado).
- ODY, D. A. (2014), Remoção De Corantes Têxteis De Efluentes Por Adsorção Com Carvão Ativado, UFRGS – Porto Alegre – RS, (trabalho de conclusão de curso).
- OLIVEIRA, S. P. (2012), Adsorção Do Corante Azul De Metileno Em Caulinita Natural E Intercalada Com Acetato De Potássio Provenientes Da Região De Bom Jardim De Goiás – GO. PPGEC/UFMT - Cuiabá – MT, 62p. (dissertação de mestrado).
- ROBINSON, T.; MCMULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. (2001), Remediation Of Dyes In Textile Effluent: A Critical Review On Current Treatment Technologies With A Proposed Alternative. Bioresource Technology, Vol 77, p. 247-255.
- SANGUINO, D.; LUCIANO, A. J. R.; MARGONAR, G. M. S. S.; YAMAGUCHI, N. U.; PACCOLA, E. A. S. (2019), Aplicação De Biomassa Fúngica Para Biossorção De Corante Em Solução Aquosa, Anais Eletrônico do XI EPCC - Encontro Internacional de Produção Científica, Maringá- PR.
- SANTOS, J. H. P; SILVA, M. B. (2019), Adsorção Do Azul De Metileno Utilizando Casca De Arroz, Anais do XIII COBEQ – IC 2019 - Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, p. 1946-1952, Uberlândia - MG.
- SCHIMELL, D. (2008), Adsorção Dos Corantes Reativos Azul 5g E Azul Turquesa QG Em Carvão Ativado Comercial. TOL/UNIOESTE - Toledo – PR, 99p. (dissertação de mestrado).
- SENHORAS, E. M (2003), Estratégias de uma Agenda para a Cadeia Agroindustrial do Coco: Transformando a Ameaça dos

Resíduos em Oportunidades Eco-Eficientes. ECO/UNICAMP – Campinas – SP, 38 p. (trabalho de conclusão de curso).

- SILVA, M. E. P. (2021), Produção E Utilização De Biossorventes Utilizando Endocarpo Do Spondias Mombin L. (Cajá) Para O Tratamento De Efluentes: Estudo Da Viabilidade De Proteção. PROFNIT/IFPB - Campina Grande - PB, 41p. (dissertação de mestrado).
- SOTILES, A. R. (2017), Estudo De Diferentes Tratamentos Da Caulinita Para Possível Aplicação Como Adsorvente Do Corante Têxtil C.I. Reactive Blue 203. PPFPT/UTFPR, Pato Branco - PR. 98p. (dissertação de mestrado).
- SOUZA, I. A. V. B.; SILVA, T. P. B.; ABUD, A. K. S. (2016). Remoção do azul de metileno em adsorventes oriundos de resíduos de coco, de milho e de camarão. XI Encontro Brasileiro sobre Adsorção, Aracaju, SE.
- STOPPE, A. C. R.; FAIAD, J. C.; CUNHA, L. M. P.; VIEIRA NETO, J. L. SANTOS, K. G (2019), Remoção Do Corante Azul De Metileno No Tratamento De Efluentes Por Adsorção Em Carvão De Coco Verde E Carvão Ativado. Anais eletrônicos do XXXIX ENEMP 2019 - Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, Belém – PA.
- STOTZ, G. (1982), Physicochemical Treatment of Textile Mill And Tannery Efluent, Wasserwirtschaft, Vol 72, p. 373-378.
- TAVARES, F. P.; SOUZA, D. L.; SANTOS, K. G. (2020), Methylene Blue Biosorption Using Sawdust Of The Apuleia Leiocarpa Genus, Research, Society and Development, Vol 9, p. e796974768.
- TOCHETTO, G. A. (2020), Adsorção Do Corante Azul De Metileno Utilizando Um Novo Adsorvente Obtido Do Coco De Jerivá (*Syagrus Romanzoffiana*): Caracterização, Estudo Cinético E Termodinâmico. UFFS - Erechim, RS, 41p. (trabalho de conclusão de curso).
- VIGANÔ, B.; GONTIJO, I. A.; DANTAS, S. C. (2019), Cinética E Equilíbrio Da Adsorção Do Corante Azul De Metileno Utilizando Bagaço De Cana E Fibra De Coco Como Adsorventes. Anais do XIII COBEQ – IC 2019 - Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, p. 336-342, Uberlândia - MG.