

<https://doi.org/10.48195/sepe2022.26045>**ADSORÇÃO SIMULTÂNEA DE CORANTES CATIONICOS EM NANOZEÓLITA  
ANALCIMA: ESTUDOS CINÉTICOS E DO EQUILÍBRIO****Leandro Rodrigues Ovied<sup>1</sup>; Lissandro Dorneles Dalla Nora<sup>2</sup>; William Leonardo  
da Silva<sup>3</sup>****RESUMO**

A contaminação de águas residuárias por corantes tem aumentado consideravelmente ao longos dos anos. A remoção destes poluentes consiste na adsorção destes em nanozeólitas de baixo teor de sílica, que possuem boa afinidade por corantes. Entretanto, poucos estudos na literatura relatam remoção simultânea de corantes da água, limitando a aplicação industrial destes nanoadsorventes. Assim, objetivou-se utilizar uma nanozeólita (nZA) sintetizada por síntese hidrotérmica e a partir de resíduos (agro)industriais para adsorção bicomponente de corantes. O nanoadsorvente foi caracterizado elementar, textural e morfologicamente. Os resultados sugerem que a remoção de RhB (39,34%) e MB (42,86%) ocorrem por fisissorção e quimissorção, com o modelo de Langmuir bicomponente representando um ótimo ajuste para a adsorção de RhB. A remoção global dos corantes foi de 41,10%. Portanto, o uso de nZA caracteriza-se como um ponto de partida no estudo de adsorção bicomponente, visto que é um nanoadsorvente barato e possui afinidade por corantes catiônicos.

**Palavras-chave:** Rodamina B; Azul de metileno; Poluentes Orgânicos, Sistema multicomponente; Sustentabilidade.

**Eixo Temático:** Tecnologia, Inovação e Desenvolvimento Sustentável.

**1. INTRODUÇÃO**

A contaminação de águas residuárias por corantes orgânicos sintéticos tem aumentado consideravelmente ao longo dos anos. Estima-se que cerca de 10 mil toneladas de corantes são produzidas anualmente, sendo 20% dessa totalidade corresponde à geração de águas residuárias contaminadas por corantes (CHANDASHIVE *et al.*, 2020).

Os corantes orgânicos, por sua vez, apresentam alta solubilidade aquosa e caráter carcinogênico e teratogênico, além de poder causar irritação ocular, cutânea

<sup>1</sup> Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Nanociências – Universidade Franciscana (UFN) – leandro.oviedo@ufn.edu.br

<sup>2</sup> Coorientador e Professor do Programa de Pós-Graduação em Nanociências – Universidade Franciscana (UFN) – lissandro@ufn.edu.br

<sup>3</sup> Orientador e Professor do Programa de Pós-Graduação em Nanociências – Universidade Franciscana (UFN) – w.silva@ufn.edu.br

e problemas respiratórios (AL-TOHAMY *et al.*, 2022; AHMED *et al.*, 2017). Adicionalmente, estes contaminantes caracterizam-se por sua estabilidade química e baixa biodegradabilidade, tornando-se de difícil remoção por métodos convencionais de tratamento de águas residuárias, como os processos físico-químicos e/ou biológicos (MASHKOO *et al.*, 2018).

Os corantes catiônicos, como rodamina B (RhB) e azul de metileno (MB) têm sido relatados como constituintes de águas residuárias industriais, como a indústria têxtil, em concentrações na faixa de 50 a 200 mg.L<sup>-1</sup> (DURAIRAJ, 2014). Dentre os problemas ambientais associados à contaminação de água por RhB e MB, estão o aumento de cor, odor, turbidez, redução de oxigênio dissolvido e a eutrofização do corpo hídrico (BERRADI *et al.*, 2019).

Uma das alternativas para a remoção destes poluentes orgânicos consiste na utilização de processos alternativos como a adsorção mediante a ação de nanoadsorventes (THERON; WLATER; CLOETE, 2008). O processo de adsorção caracteriza-se como uma tecnologia atrativa para remoção dos corantes em função da facilidade de operação, custo relativamente baixo e possibilidade de utilização de resíduos como precursores de materiais porosos de escala nanométrica, denominados nanoadsorventes (BUSHRA *et al.*, 2021).

Paralelamente, a adsorção de RhB e MB em nanozeólitas tem sido estudada, pelo fato de estes nanomateriais apresentarem considerável área superficial específica (~ 621 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>), volume de poros e estrutura mesoporosa (SIVALINGAM; SEM, 2018). Além disso, as nanozeólitas de baixo teor de sílica, como analcima, sodalita e zeólita X, caracterizam-se por sua estabilidade química e térmica, bem como sua alta afinidade por poluentes orgânicos (SIVALINGAM; SEM, 2019b).

Embora a adsorção de RhB e MB em nanozeólitas de baixo teor de sílica se mostre eficiente, resultando em remoções de 90 a 97%, poucos trabalhos envolvendo um estudo de adsorção bicomponente são relatados na literatura (FILHO; VINACHES; PERGHER, 2018; SHAO *et al.*, 2020).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo o uso de uma nanozeólita de baixo teor de sílica (analcima) sintetizada a partir de resíduos (agro)industriais para remoção de uma mistura binária de corantes RhB e MB, por meio do processo de adsorção.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1. SÍNTESE E CARACTERIZAÇÃO DO NANOADSORVENTE

A nanozeólita analcima foi sintetizada por meio do método hidrotérmico, utilizando cascas de arroz e lodo residual de estações de tratamento de água de abastecimento (ETAs), como fontes de silício e alumínio, conforme adaptação da literatura (ZHANG *et al.*, 2018; TONY, 2020; OVIEDO *et al.*, 2020).

O nanocatalisador suportado foi caracterizado elementar, morfológica e texturalmente por difração de raios x (DRX), espectroscopia no infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), microscopia eletrônica de varredura (MEV) acoplado à espectroscopia de energia dispersiva (EDS) e porosimetria de N<sub>2</sub> (Método BET/BJH). A estabilidade físico-química e o diâmetro hidrodinâmico foram mensurados por potencial zeta (PZ) e espalhamento dinâmico de luz (DLS). Mais informações podem ser encontradas na literatura (OVIEDO *et al.*, 2021).

### 2.2 ENSAIO DE ADSORÇÃO EM BATELADA

Inicialmente, foi preparado o adsorvato, no caso uma solução bicomponente de corantes (1:1 v/v de RhB e MB). Desse modo, sob agitação magnética (150 rpm), foram colocados 100 mL da mistura bicomponente (50 mg L<sup>-1</sup>) com 2,9 g L<sup>-1</sup> de nZA e pH ≈ 5,43, conforme a literatura (MURARO *et al.*, 2020). A avaliação da remoção da mistura foi realizada por meio do monitoramento do processo, por meio de coletas (2 mL) em intervalos pré-determinados (0, 5, 15, 30, 45, 60, 75, 90 e 120 minutos). Todas as alíquotas coletadas foram filtradas (filtro 0,22 µm, millex GP) e analisadas em um espectrofotômetro UV-Vis (Shimadzu, UVmini-1240, Alemanha) nos comprimentos de onda 522 nm (RhB), 644 (MB) nm e 546 (RhB:MB 1:1 v/v) para medição da concentração residual dos poluentes orgânicos na solução aquosa. O percentual de remoção da mistura, R(%), foi obtido conforme a Equação (1).

$$R(\%) = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100 \quad (1)$$

Onde C<sub>0</sub> é a concentração inicial do soluto em solução aquosa (mg.L<sup>-1</sup>) e C<sub>e</sub> é a concentração do soluto em solução aquosa após atingir o equilíbrio (mg.L<sup>-1</sup>).

### 2.3 EQUILÍBRIO DE ADSORÇÃO

A fim de compreender os mecanismos de adsorção dos corantes e para estimar propriedades do nanoadsorvente nZA, quadro modelos de isotermas foram aplicados durante o ajuste dos dados experimentais, utilizando regressão não linear baseado no algoritmo de Levenberg-Marquardt em software Python 3.1 (versão americana *open-source* em Google Colaboratory). A descrição dos modelos é apresentada nas seções subsequentes.

### 2.3.1 Modelo de Langmuir expandido

O modelo expandido de Langmuir para sistemas multicomponentes proposto por Schay e colaboradores foi utilizado para verificar a capacidade máxima adsorptiva ( $q_{m,i}$ ) das nZA considerando que  $q_{m1} \neq q_{m2}$  e dois parâmetros de correção,  $E_1$  e  $E_2$ , que levam em conta a interação de cada corante com o nanoadsorvente, conforme as Equações (2) e (3) (ZEINALI; GHAEDI; SHAFIE, 2014):

$$q_{e,1} = \frac{q_{m,1} b_1 C_{e,1}}{E_1 + b_1 C_{e,1} + \left(\frac{E_1}{E_2}\right) b_2 C_{e,2}} \quad (2)$$

$$q_{e,2} = \frac{q_{m,2} b_2 C_{e,2}}{E_2 + b_2 C_{e,2} + \left(\frac{E_2}{E_1}\right) b_1 C_{e,1}} \quad (3)$$

Onde  $C_{e,1}$  e  $C_{e,2}$  são as concentrações de RhB e MB, em  $\text{mg L}^{-1}$ , na solução aquosa;  $q_{m,1}$  e  $q_{m,2}$  são as capacidades máximas de adsorção de RhB e MB, em  $\text{mg g}^{-1}$ ;  $q_{e,1}$  e  $q_{e,2}$  são as capacidades de adsorção de RhB e MB a partir da mistura binária de corantes ( $\text{mg.g}^{-1}$ ).

### 2.3.2 Modelo de Freundlich bicomponente

Este modelo considera como as capacidades de adsorção dos corantes ( $q_{e,1}$  e  $q_{e,2}$ , em  $\text{mg g}^{-1}$ ) como variáveis independentes e as concentrações residuais dos corantes em solução ( $C_{e,1}$  e  $C_{e,2}$ , em  $\text{mg.L}^{-1}$ ) como varáveis dependentes ou variável resposta, conforme as Equações (4) e (5).

$$q_{e,1} = \frac{K_{F,1} C_{e,1}^{n_1+x_1}}{C_{e,1}^{x_1} + y_1 C_{e,2}^{z_1}} \quad (4)$$

$$q_{e,2} = \frac{K_{F,2} C_{e,1}^{n_2+x_2}}{C_{e,2}^{x_2} + y_2 C_{e,1}^{z_2}} \quad (5)$$

Onde  $K_{F,1}$  e  $K_{F,2}$  ( $L \cdot mg^{-1} \cdot g^{-1}$ )<sup>n</sup> correspondem às constantes de Freundlich e  $n_1$ ,  $x_1$ ,  $z_1$ ,  $n_2$  e  $z_2$  às intensidades de adsorção para os componentes 1 (RhB) e 2 (MB), na mistura RhB:MB 1:1 em volume. Os parâmetros  $y_1$  e  $y_2$  estão associados a capacidade de adsorção do adsorvato interferente (em  $i = 1$ , isto é, RhB,  $y_2$  equivale à capacidade relativa de adsorção do corante MB).

## 2.4 CINÉTICA DE ADSORÇÃO

Para verificar a taxa com que o processo de adsorção ocorre, a adsorção de cada corantes na mistura binária foi verificada em três comprimentos de onda e os dados experimentais ajustados aos modelos de pseudo-primeira (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO). Os dados experimentais foram ajustados aos modelos por regressão não linear baseado no algoritmo de Levenberg-Marquardt em software Python 3.1 (versão americana open-source em Google Colaboraoty).

Assim, o modelo de pseudo primeira-ordem (PPO) tem sua equação baseada na capacidade de adsorção dos sólidos, conforme a Equação (6) (LAGERGREN, 1898), enquanto o modelo pseudo segunda-ordem (PSO) baseia-se na capacidade de adsorção do adsorvente, predizendo o comportamento sobre toda a faixa do estudo e indicando que o processo de adsorção é de natureza química e taxa controlada, conforme a Equação (7) (HO; MCKAY, 1999).

$$q_t = q_e \cdot (1 - \exp(-k_1 t)) \quad (6)$$

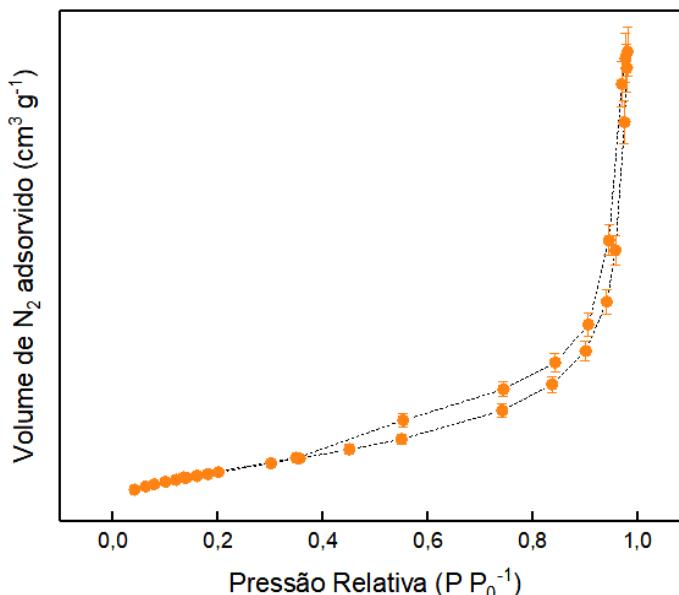
$$q_t = \frac{q_e^2 \cdot k_2 \cdot t}{1 + q_e \cdot k_2 \cdot t} \quad (7)$$

Onde:  $k_1$  é a constante da taxa de adsorção de pseudo primeira-ordem ( $min^{-1}$ );  $k_2$  é constante da taxa de adsorção de pseudo segunda-ordem ( $g \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$ );  $q_e$  é a quantidade adsorvida por grama de adsorvente no equilíbrio ( $mg \cdot g^{-1}$ ) e  $q_t$  é a quantidade absorvida por grama no tempo  $t$  ( $mg \cdot g^{-1}$ ).

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 3.1 TÉCNICAS DE CARACTERIZAÇÃO

A Figura 1 apresenta as isotermas de adsorção/dessorção da nZA.

**Figura 1.** Isoterma de adsorção/dessorção da nZA

**Fonte:** Construção do autor.

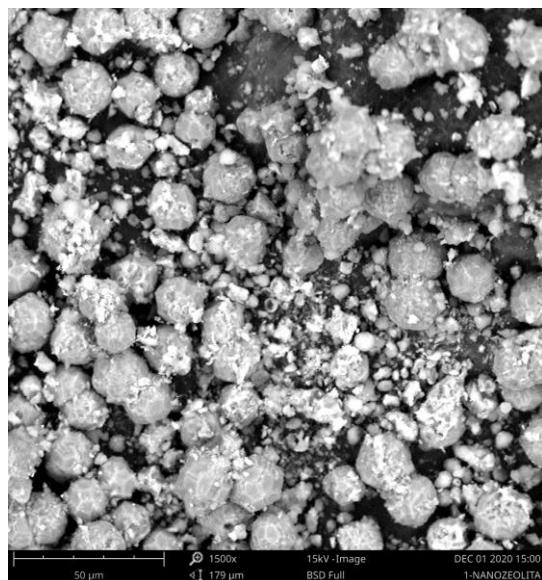
Conforme a Figura 1, observou-se isoterma do tipo IV e histerese H1, típico de materiais mesoporos (poros regulares) e de estrutura cilíndrica (THOMMES *et al.*, 2015). Esses resultados apresentam similaridade com aqueles encontrados na literatura, correspondem às isotermas de BET reportadas para nanozeólitas de baixo teor de sílica, que geralmente são classificados como nanomateriais mesoporos (NASSAR; ABDELRAHMAN, 2017). Assim, a Tabela 1 apresenta as propriedades texturais da nZA.

**Tabela 1.** Área superficial ( $S_{BET}$ ), diâmetro ( $D_p$ ) e volume ( $V_p$ ) de poros da nZA

$S_{BET}$ (m <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )	$V_p$ (cm <sup>3</sup> .g <sup>-1</sup> )	$D_p$ (nm)
$36 \pm 0,8$	$0,076 \pm 1,0 \times 10^{-3}$	$13,01 \pm 0,02$

**Fonte:** Construção do autor.

Conforme Tabela 1, nZA possui área superficial específica e volume de poros similares ao de zeólitas comerciais (SIVALINGAM *et al.*, 2019a). Considerando o diâmetro de poros, constatou-se a obtenção de um nanomaterial mesoporoso. A Figura 2 apresenta a micrografia da nZA obtida por MEV.

**Figura 2.** Micrografia da nZA, com magnitude de 1500x**Fonte:** Construção do autor.

De acordo com a Figura 2, foi possível observar que a nZA apresentou uma morfologia regular (assemelhando-se a pequenas esferas), com diâmetro de partícula bem definido (~16 nm). Conforme os resultados de EDS, verificou-se que o nZA apresentou a composição elementar de Si (15,54% m/m), Al (9,54% m/m) e O (58,51% m/m). Além disso, a razão Si/Al foi de 1,65, confirmando assim a obtenção de uma nanozeólita de baixo teor de sílica ( $\text{Si}/\text{Al} < 2$ ) (JHA; SINGH, 2012). Informações adicionais sobre os ensaios de caracterização podem ser encontradas na literatura (OVIEDO *et al.*, 2021).

### 3.2 EQUILÍBRIO DE ADSORÇÃO

A remoção dos corantes na mistura binária (RhB:MB) foi de 41,10% após 120 min, à 25 °C. Adicionalmente, ao mensurar a concentração residual de cada poluente da mistura, em seu respectivo comprimento de onda ( $\lambda = 522$  nm para RhB e  $\lambda = 644$ nm para MB), verificou-se remoções de 39,34 e 42,86% para RhB e MB, respectivamente. A fim de verificar o mecanismo e propriedades do nanoadsorvente nZA, ajustou-se os dados experimentais ao modelos de Langmuir expandido e Freundlich bicomponente, conforme a Tabela 2.

**Tabela 2.** Parâmetros do ajuste dos modelos de Langmuir multicomponente da mistura binária

Langmuir Expandido			Freundlich Bicomponente		
Parâmetro	RhB	MB	Parâmetro	RhB	MB
* $q_{m,i}$ (mg.g <sup>-1</sup> )	0,6456	1,3059	$K_{F,i}$	2,7774	1,4083
$b_1$	0,1998	0,0418	$n_i$	1,7700	0,6918
$b_2$	0,0165	0,0960	$x_i$	1,6051	1,3107
$E_1$	3,7887	7,9772	$y_i$	$1,3551 \times 10^{-20}$	-31,2439
$E_2$	1,0536	1,9467	$z_i$	-4,2169	-3,6738
$R^2$	0,9083	0,7475	$R^2$	0,9999	0,5759
$R^2_{adj}$	0,4499	0,5149	$R^2_{adj}$	0,9997	0,5441
MPSD	$3,10^{-4}$	$5,9663 \times 10^{-6}$	MPSD	$9,8911 \times 10^{-20}$	$4,0888 \times 10^{-13}$

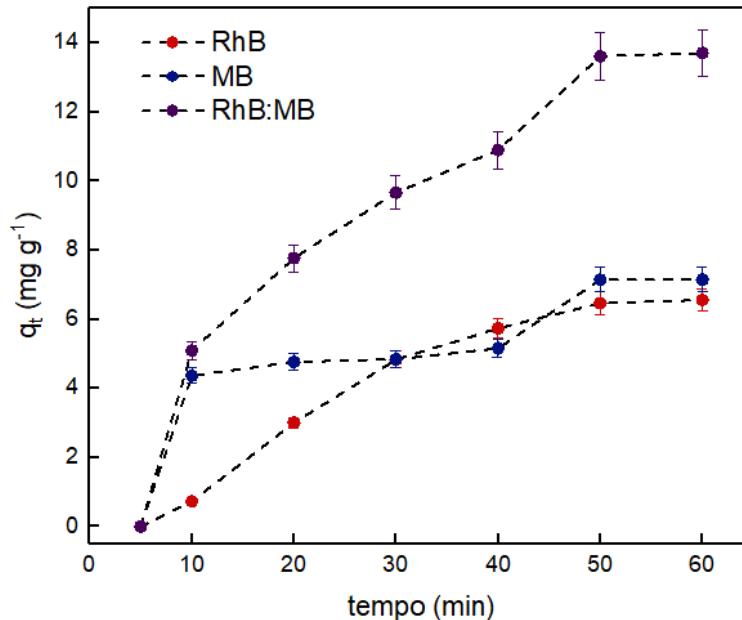
*i* = 1 para RhB e *i* = 2 para MB.

**Fonte:** Construção do autor.

Conforme a Tabela 2, conclui-se que a adsorção de RhB na mistura binária foi melhor ajustado pelo modelo Freundlich bicomponente, sugerindo que a superfície da nZA caracteriza-se como heterogênea e que o processo ocorre com formação de multicamadas (WORCH, 2012). Além disso, verificou-se pela soma de  $x_1 + y_1$ , que a adsorção RhB é favorável, uma vez que  $x_1 + y_1$  mensurada está entre 1 e 10. Essa soma é equivalente o valor de  $n$ , determinado para o modelo de Freundlich monocomponente. Entretanto, para MB, constatou-se que nenhuma das isotermas representou um ajuste dos dados experimentais, visto que resultaram em valores não satisfatórios para os coeficientes de determinação ( $R^2$  e  $R^2_{adj}$ ), necessitando assim o ajuste dos dados de adsorção de MB a outros modelos bicomponentes. Cabe ainda ressaltar que em função dos baixos valores dos erros percentuais de desvio padrão de Marquardt ( $MPSD < 0,001$ ) obtidos nos modelos, verificou-se que a regressão não linear, baseada no algoritmo de Levenberg-Marquardt, caracteriza-se como uma ferramenta útil para ajuste de dados do equilíbrio de adsorção, como também para os modelos cinéticos.

### 3.3 CINÉTICA DE ADSORÇÃO

Os modelos cinéticos PPO e PSO foram ajustados aos dados experimentais da adsorção de RhB na presença de MB, de MB na presença de RhB e da adsorção simultânea de corantes da mistura. A Figura 3 apresenta a curva cinética dos dados experimentais de adsorção bicomponente, e a Tabela 3 os parâmetros estimados pelo ajuste dos dados aos modelos por regressão não linear.

**Figura 3.** Cinética de adsorção bicomponente dos corantes (RhB e MB).

**Condições operacionais:** (522 nm (RhB), 644 (MB) nm e 546 (RhB:MB 1:1 em volume) | [nZA] = 3 g.L⁻¹ | 100 mL de solução RhB:MB 1:1 em volume | [RhB:MB] = 50 mg.L⁻¹ | 25 °C, 120 min).

**Fonte:** Construção do autor.

**Tabela 3.** Parâmetros cinéticos da regressão não linear do processo de adsorção bicomponente

PPO		
RhB	MB	RhB:MB
q <sub>e</sub> (mg.g⁻¹)	10,8197	7,2495
k <sub>1</sub> (min⁻¹)	0,0172	0,0471
R <sup>2</sup>	0,9621	0,7998
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,9432	0,6997
MPSD	1,1715 x 10 <sup>-14</sup>	1,9338 x 10 <sup>-6</sup>
PSO		
RhB	MB	RhB:MB
q <sub>e</sub> (mg.g⁻¹)	4,0460	4,7733
k <sub>2</sub> (g.mg⁻¹.min⁻¹)	2,1448 x 10 <sup>5</sup>	3,4364 x 10 <sup>5</sup>
R <sup>2</sup>	0,7067	0,8807
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,5601	0,8210
MPSD	1,3334 x 10 <sup>-13</sup>	1,9011 x 10 <sup>-5</sup>

**Fonte:** Construção do autor.

Conforme a Tabela 3, observou-se que os dados experimentais de adsorção de RhB em nZA é melhor ajustado pelo modelo PPO ( $R^2 = 0,9663$  e  $R^2_{adj} = 0,9494$ ), ao passo que os de adsorção de MB em nZA é melhor ajustado pelo modelo PSO ( $R^2 = 0,8807$  e  $R^2_{adj} = 0,8210$ ). Além disso, a adsorção dos corantes no comprimento de onda da mistura ( $\lambda = 546$  nm), constatou-se que a capacidade e adsorção da mistura binária ( $q_{total}$ ) foi correspondente a 10,54 mg.g⁻¹, com o modelo

PPO representando o melhor ajuste dos dados experimentais. Portanto, com base nos resultados encontrados, infere-se que a adsorção de RhB ocorre por mecanismos predominantemente físicos, enquanto a adsorção de MB ocorre devido à mecanismos químicos.

#### 4. CONCLUSÃO

Com o presente trabalho foi possível a síntese e caracterização de uma nanozeólita sintetizada a partir de resíduos (agro)industriais para aplicação como adsorvente. Assim, observou-se uma remoção de 39,34 e 42,86% para RhB e MB e remoção da mistura binária igual a 41,10%, após 120 min a 25 °C. Além disso, inferiu-se que a adsorção de RhB ocorre devido ao mecanismo físico (fissorção). Enquanto a adsorção MB, foi devido ao mecanismo químico (quimissorção). Paralelamente, verificou-se que modelo de Langmuir bicomponente representou em um bom ajuste dos dados de experimentais de adsorção. Entretanto, a adsorção de MB, outros modelos bicomponentes devem ser exploradas para obtenção de melhores ajustes aos dados experimentais. Adicionalmente, verificou-se que o algoritmo de Levenberg-Marquardt caracterizou-se como uma ferramenta útil na regressão de dados experimentais do equilíbrio e da cinética de adsorção ( $MPSD < 0,001$ ), cujas equações são de caráter não linear. Por conseguinte, o nanoadsorvente nZA caracteriza-se como um ponto de partida no estudo de sistemas multicomponentes, visto que apresenta boa afinidade por corantes catiônicos e pode ser preparado a partir de fontes economicamente viáveis.

#### AGRADECIMENTOS

Os autores agradem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Universidade Franciscana (UFN). Além disso, PROSUC CAPES – Modalidade II pela taxa junto ao Programa de Pós-Graduação em Nanociências.

#### REFERÊNCIAS

AL-TOHAMY, R.; ALI, S. S.; LI, F.; OKASHA, K. M.; MAHMOUD, Y. A.-G.; ELSAMAHY, T.; JIAO, H.; FU, Y.; SUN J. A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and

possible remediation approaches for environmental safety. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 231, p. 113160-113167, 2022.

AHMED, M.; ABOU-GAMRA, Z.; MEDIEN, H.; HAMZA, M. Effect of porphyrin on photocatalytic activity of TiO<sub>2</sub> nanoparticles toward Rhodamine B photodegradation. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 176, p. 25-35, 2017.

BERRADI, M.; HSISSOU, R.; KHUDHAIR, M.; ASSOUAG, M.; CHERKAOUI, O.; BACHIRI, A. E.; HARFI, A. E. Textile finishing dyes and their impact on aquatic environs. **Heliyon**, v. 5, n. 11, p. e02711-e02722, 2019.

BUSHRA, R.; MOHAMAD, S.; ALIAS, Y.; JIN, Y.; AHMAD, M. Current approaches and methodologies to explore the perceptive adsorption mechanism of dyes on low-cost agricultural waste: A review. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 319, p. 111040-111069, 2021.

CHANDANSHIVE, V.; KADAM, S.; RANE, N.; JEON, B. H.; JADHAV, J.; GOVINDWAR, S. In situ textile wastewater treatment in high rate transpiration system furrows planted with aquatic macrophytes and floating phytobeds. **Chemosphere**, v. 252 p. 26513-1265522, 2020.

DURAIRAJ, S. Role of Lemna minor Lin. in Treating the Textile Industry Wastewater. **International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering**, v. 8, p. 55-61, 2014.

HO, Y.; MCKAY, G. Pseudo-Second Order Model for Sorption Processes. **Process Biochemistry**, v. 34, p. 451-465, 1999.

JHA, B.; SINGH, D. N. ChemInform abstract: A review on synthesis, characterization and industrial applications of fly ash zeolites. **ChemInform**, v. 43, p. 65-132, 2012.

LAGERGREN, S. Y. D. Zur Theorie der Sogenannten Adsorption Gelöster Stoffe. **Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar**, v. 24, p. 1-39, 1898.

MASHKOOR, F.; NASAR, A.; INAMUDDIN; ASIRI, A. M. Exploring the reusability of synthetically contaminated wastewater containing crystal violet dye using tectona grandis sawdust as a very low-cost adsorbent. **Scientific Reports**, v. 8, p. 8314-8330, 2018.

NASSAR, M. Y.; ABDELRAHMAN, E. A. Hydrothermal tuning of the morphology and crystallite size of zeolite nanostructures for simultaneous adsorption and photocatalytic degradation of methylene blue dye. **Journal of Molecular Liquids**, v.242, p. 364-374, 2017.

OVIEDO, L. R; MURARO, P. C. L.; PAVOSKI, G.; ESPINOSA, D. C. R.; RUIZ, Y. P. M.; GALEMBECK, A.; RHODEN, C. R. B.; DA SILVA, W. L. Synthesis and characterization of nanozeolite from (agro)industrial waste for application in heterogeneous photocatalysis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 3794-3807, 2021.

OVIEDO, V.R.; DRUZIAN, D. M.; MORTARI, S. R.; SAGRILLO, M. R.; VOLKMER, T.M.; BERTUOL, D. M.; JR, L. F. R. Synthesis and characterization of SrO-containing bioglass-ceramic from rice husk silicon dioxide. **Cerâmica**, v. 66, p. 425-432, 2020.

SCHAY, G., FEJES, P. AND SZATHMÁRY, J. Studies on the adsorption of gas mixtures. *Acta Chemica Academiae Scientiarum Hungarica*, v. 12, p. 299-307, 1957.

SIVALINGAM, S.; KELLA, T.; MAHARANA, M.; SEN, S. Efficient sono-sorptive elimination of methylene blue by fly ash-derived nano-zeolite X: Process optimization, isotherm and kinetic studies. *Journal of Cleaner Production*, v. 208, p. 1241-1254, 2019a.

SIVALINGAM, S.; SEN, S. Efficient removal of textile dye using nanosized fly ash derived zeolite-x: Kinetics and process optimization study. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 96, p. 305-314, 2019b.

SIVALINGAM, S.; SEN, S. Rapid ultrasound assisted hydrothermal synthesis of highly pure nanozeolite x from fly ash for efficient treatment of industrial effluent. *Chemosphere*, v. 210, p. 816-823, 2018.

THERON, J.; WALKER, J. A.; CLOETE, T. E. Nanotechnology and water treatment: Applications and emerging opportunities. *Critical Reviews in Microbiology*, v. 34, p. 43-69, 2008.

THOMMES, M; KANEKO, K; NEIMARK, A. V; OLIVIER, J. P; REINOSO, F. R; ROUQUEROL, J; SING, K. S. W. Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, v. 87, p. 1051-1069, 2015.

TONY, M. A. Zeolite-based adsorbent from alum sludge residue for textile wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science Technology*, v. 17, p. 2485-2498, 2020.

WORCH, E. *Adsorption Technology In Water Treatment – Fundamentals, Processes, and Modelling*. Berlin: Walter De Gruyter GmbH & Co. KG, 2012.

ZEINALI, N.; GHAEDI, M.; SHAFIE, G. Competitive adsorption of methylene blue and brilliant green onto graphite oxide nano particle following: Derivative spectrophotometric and principal component-artificial neural network model methods for their simultaneous determination. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 20, p. 3550-3558, 2014.