



POTENCIAL DE UM NANOCOMPÓSITO OBTIDO A PARTIR DO REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO NA REMOÇÃO DE BISFENOL-A EM MATRIZES AQUOSAS

Maria C. Chaves (G)¹, Luan F. Costa (G)¹, Maria C. Silva (PQ)¹ *

¹ Departamento de Ciências Naturais (DCNAT), Universidade Federal de São João del Rei, São João del Rei–MG, Brasil.

*crisiria@ufsj.edu.br

RESUMO

Um nanocompósito magnético a base de carvão ativado/magnetita (AC/Fe₃O₄) foi aplicado na remoção de bisfenol A (BFA) em matrizes aquosas. O nanocompósito foi sintetizado utilizando-se o rejeito da mineração de ferro (RMF), um resíduo de relevância ambiental para o estado de Minas Gerais. Neste trabalho, os ensaios de adsorção foram conduzidos variando-se parâmetros como pH, massa de adsorvente e tempo de contato. Os resultados indicam que a adsorção é favorecida em pH 3, utilizando-se 20 mg de adsorvente e o equilíbrio foi atingido em 60 minutos. A máxima remoção obtida foi de (98,3 ± 0,2%). O estudo cinético sugere que a quimissorção é o mecanismo predominante, enquanto a avaliação das isotermas indica que o modelo de Redlich-Peterson descreve melhor o processo, o qual ocorre em uma superfície heterogênea. O nanocompósito obtido apresentou potencial para remoção de BFA de efluentes domésticos e industriais.

Palavras-chave: bisfenol-A, adsorção, nanocompósito, remediação, cinética.

Introdução

O Bisfenol-A (BFA) é um composto orgânico sintético utilizado amplamente na fabricação de plásticos policarbonatos e resinas epóxi (1). Apesar de seu uso industrial, o BFA é um desregulador endócrino (EDC), que interfere na função hormonal, podendo causar diversas doenças e alterações no corpo humano, mesmo em baixas concentrações (2).

A contaminação ambiental por BFA, especialmente em corpos d'água, ocorre por meio da lixiviação de aterros sanitários e descarte de efluentes (3). Métodos de remoção de BFA têm sido investigados, sendo a adsorção um dos mais vantajosos devido à sua eficiência, baixo custo, facilidade operacional e ausência de subprodutos tóxicos (4).

Nesse sentido, a associação do carvão ativado com nanopartículas de magnetita (Fe₃O₄) contribui para a obtenção de nanosorventes magnéticos facilmente recuperáveis (5).

A magnetita pode ser obtida do rejeito da mineração de ferro, um resíduo abundante, cuja destinação adequada ganhou relevância após desastres ambientais em Minas Gerais⁽⁹⁾. Nesse trabalho, foi avaliado o potencial do nanocompósito AC/Fe₃O₄ obtido a partir do RMF na remoção de BPA em água. Foram avaliados parâmetros como pH, tempo de adsorção e massa do adsorvente, visando contribuir com soluções ambientais e para o aproveitamento de resíduos da mineração.

Experimental

Lixiviação ácida e quantificação de Fe

Para a lixiviação ácida, foram utilizados 74,0 g de rejeito (com 40,98% de Fe), 15,0 mL de água destilada e 170 mL de HCl P.A. A mistura foi aquecida a 80°C e agitada por 2 horas. Após resfriamento e decantação, a solução de FeCl₃ resultante foi filtrada e quantificada por espectrofotometria UV-visível (6,7)

Síntese CA/ Fe₃O₄

68 mmol de Fe III (de FeCl₃) foram dissolvidos em 250 mL de água destilada. Adicionou-se 8 g de carvão ativado comercial, mantendo a suspensão sob agitação e aquecimento a 80°C em N₂. Posteriormente, 34,5 mmol de FeSO₄·7H₂O e 50 mL de NH₄OH 28% (v/v) foram gotejados. A mistura foi agitada por 1 hora. O precipitado preto foi coletado magneticamente, lavado até pH neutro e seco em estufa a 60°C (6,7)

Ensaios de adsorção

O efeito do pH foi avaliado em ensaios de adsorção variando-se o pH da solução de BPA em 3, 5, 7, 9 e 11. Em frascos erlenmeyer foram adicionados 25 mg do adsorvente e 25 mL da solução de BPA (20 mg/L) em diferentes pHs. As suspensões foram agitadas em incubadora, com agitação orbital a 200 rpm, por 60 minutos a 25°C. A concentração de BPA foi obtida medindo-se a absorbância da solução por espectrofotometria UV-Vis à 278 nm.

Também foi verificada a influência da massa de sorvente (5, 10, 15, 20, 25 e 30 mg) e do tempo de contato (1, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 70, 80 e 90 minutos).

Isotermas de adsorção foram obtidas para determinação da capacidade máxima adsorviva do adsorvente. Os experimentos foram realizados variando-se a concentração inicial de BPA (1, 10, 40, 80,

100, 150, 260 e 400 mg/L) em pH previamente determinado.

Resultados e Discussão

De acordo com a Figura 1, em pH 3 foi observada a melhor eficiência de adsorção, sendo $(98,3 \pm 0,2\%)$ e a menor eficiência de remoção foi obtida em pH 11,0 $(65,2 \pm 0,7\%)$. O BFA se comporta como ácido fraco com valores de pKa entre 9,6 e 10,3 e, portanto, em pH 3,0 as moléculas de BFA estão predominantemente protonadas e a superfície do nanosorvente estará carregada positivamente (pH_{pzc} do material 6,22). Uma vez que as cargas do material não têm influência sobre o processo de adsorção, sugere-se que interações de hidrogênio entre as hidroxilas fenólicas do BFA e grupos funcionais oxigenados na superfície do AC/Fe₃O₄ sejam majoritárias no mecanismo de adsorção (8).

A massa de adsorvente que proporcionou maior percentagem de remoção foi de 30 mg. Porém, por questões ambientais e uma diferença de adsorção insignificante ($< 2\%$) entre 20 mg e 30 mg, optou-se por utilizar 20 mg do adsorvente. O aumento da massa do adsorvente, disponibiliza um número maior de sítios de ligação e maior capacidade de adsorção (9).

O equilíbrio de adsorção do BPA (20 mg/L, pH 3) é atingido em 60 minutos (Figura 1). Entretanto, verifica-se que aproximadamente 90% de remoção foi alcançada após apenas 20 minutos. Dessa forma, para um processo de adsorção mais sustentável do ponto de vista energético, tempos menores de agitação podem ser considerados.

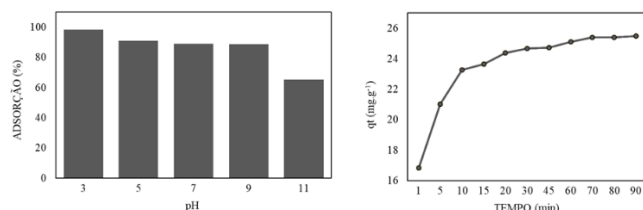


Figura 1. Influência do pH e do tempo na adsorção do BFA.

De acordo com os modelos cinéticos estudados, o processo de adsorção é melhor descrito pelo modelo de pseudo-segunda ordem (PSO) ($R^2 = 0,93563$; RMSE = 0,69588). Este modelo assume que o mecanismo de adsorção é regido por quimiossorção, envolvendo o compartilhamento de elétrons ou a formação de ligações covalentes superficiais entre o adsorvato e o adsorvente.

O estudo do modelo de difusão intrapartícula revela um comportamento multi-etapas característico de sistemas porosos complexos. Este modelo considera que o transporte do adsorvato ocorre não apenas superficialmente, mas também através dos poros internos do adsorvente.

A difusão intrapartícula foi evidente neste processo e ocorre em etapas, com a primeira fase (difusão no filme líquido) sendo a de melhor ajuste ($R^2=0,99225$), mas outros mecanismos também contribuem (9).

Em relação às isotermas de adsorção, o modelo de Redlich-Peterson apresentou bom ajuste ($R^2=0,99718$; RMSE=4,81), indicando concordância com os dados experimentais. A capacidade máxima de adsorção estimada através do modelo de Langmuir foi próxima ao valor experimental ($q_{\max} = 232,52$ mg/g; $q_{\exp}=221,126$ mg/g), porém seu ajuste foi inferior ($R^2=0,96012$). Já o modelo de Freundlich indicou bom ajuste ($R^2 = 0,99406$) e reforçou a heterogeneidade da superfície, com $1/n=0,364$, caracterizando uma adsorção favorável. O modelo de Sips também apresentou bom ajuste ($R^2=0,99549$). Assim, o modelo de Redlich-Peterson se destacou como o modelo mais coerente estatisticamente e em termos dos mecanismos de

adsorção envolvidos (10).

Conclusões

A adsorção de BPA em meio aquoso utilizando o nanocompósito AC/Fe₃O₄ apresentou excelente desempenho, com elevadas taxas de remoção observadas em todos os ensaios realizados. Os resultados demonstram que as variáveis, como pH, quantidade de adsorvente, concentração do adsorvato e tempo de contato, influenciam a eficiência do processo significativamente. Ademais, a técnica de adsorção com AC/Fe₃O₄ é ambientalmente sustentável, com baixo impacto ecológico, contribuindo para práticas sustentáveis de tratamento de efluentes aquosos.

Agradecimentos

Agradeço a minha orientadora Maria Cristina Silva pela oportunidade e confiança, aos colegas do grupo LABIM. À UFSJ, às agências de fomento CNPq, FAPEMIG (Demanda Universal - APQ-00478-22) e CAPES.

Referências

1. I. Cimmino; F. Fiory; G. Perruolo; C. Miele; F. Beguinot; P. Formisano; F. Oriente, *International Journal of Molecular Sciences*. **2020**, *21*, 5761.
2. D. G. Skledar; L. P. Mašič, *Environmental Toxicology and Pharmacology*. **2016**, *47*, 182–199.
3. A. Bhatnagar; I. Anastopoulos, *Chemosphere*. **2017**, *168*, 885–902.
4. T. Devi et al., *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **2023**, *268*, 115706.
5. K. L. Lopes et al., *Microchemical Journal*. **2021**, *168*, 106366.
6. V. O. De Almeida, Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, **2019**.
7. R. Sakthivel et al., *Powder Technology*. **2010**, *201*, 187–190.
8. Q. Hui; L. Lu; B.-c. Pan; Q.-j. Zhang; W.-m. Zhang; Q.-x. Zhang, *J. Zhejiang Univ. Sci. A* **2009**, *10*, 716-724.
9. R. F. Nascimento et al., Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais, 2. ed.; Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, **2020**.
10. E. K. Guechi; O. Hamdaoui, *Desalination and Water Treatment*. **2013**, *51*, 5802–5812.