



Sự hấp phụ kháng sinh Cefixime trong nước bằng vật liệu than sinh học từ lá thông *Pinus kesiya*

Adsorption of Cefixime from aqueous solutions by biochar prepared from pine leaves (*Pinus kesiya*)

Huỳnh Phương Thảo^{1*}, Nguyễn Văn Hạ¹, Nguyễn Tiến Đạt², Nguyễn Phi Hồ³, Trần Nguyễn Ngọc Duyên⁴

¹Trường Đại học Đà Lạt, số 01 Phù Đổng Thiên Vương, phường 8, Đà Lạt, Lâm Đồng.

²Viện nghiên cứu hạt nhân Đà Lạt, số 01 Nguyễn Tử Lực, phường 8, Đà Lạt, Lâm Đồng.

³Học viên cao học Trường Đại học Đà Lạt, số 01 Phù Đổng Thiên Vương, phường 8, Đà Lạt, Lâm Đồng.

⁴Sinh viên Trường Đại học Đà Lạt, số 01 Phù Đổng Thiên Vương, phường 8, Đà Lạt, Lâm Đồng.

*Email: thaohp@dlu.edu.vn

ARTICLE INFO

Received: 05/2/2023

Accepted: 14/4/2023

Published: 30/9/2023

Keywords:

Adsorption of Cefixime, biochar, pine leaves, kinetics, isotherms

ABSTRACT

Nowadays, water pollution due to antibiotics is a serious matter. This present research investigated to analyze the characteristics of biochar from pine leaves (*Pinus kesiya*) to remove the antibiotic Cefixime from aqueous solutions. The influence of some factors: pH (2-10); contact time (10-240 mins); initial concentration of Cefixime were carried out. The characterization of materials was determined by using FT-IR (Fourier Transform Infrared Spectrometer), BET (Brunauer - Emmett - Teller), and SEM (Scanning Electron Microscope). Biosorption data was suitable for Langmuir and Freundlich isotherm models. Through the linear equation of the Langmuir isotherm model, the maximum adsorption capacities of Cefixime (q_{max}) were 21,51 mg/g. The biosorption process obeyed the Pseudo second-order kinetic models. This research proves that biochar is a potential biosorbent for antibiotic Cefixime removal from an aqueous solution with high efficiency, low cost, and environmental friendliness.

Giới thiệu chung

Ô nhiễm môi trường nước đang có xu hướng gia tăng đáng báo động ở Việt Nam và trên toàn thế giới. Trong những thập kỷ qua, các chất ô nhiễm khác nhau trong môi trường nước ngày càng tăng do hoạt động sống của con người cũng như các hoạt động sản xuất của ngành công nghiệp và nông nghiệp. Dư lượng thuốc kháng sinh, thuốc giảm đau và chống trầm cảm được tìm thấy ở nhiều nguồn nước khác nhau đã và đang đe

dọa hệ sinh thái nước ngọt và chuỗi thức ăn trên toàn cầu [1]. Cụ thể, đại dịch COVID-19 đã làm nổi lên bức tranh toàn cảnh về việc sử dụng ồ ạt các loại thuốc để điều trị bệnh và lạm dụng quá mức của người dân. Đặc biệt, việc sử dụng kháng sinh đã tăng lên trong 20 năm qua với rất ít quy định về việc sử dụng quá mức và xử lý dư lượng của chúng từ các nguồn khác nhau [2].

Thuốc kháng sinh là một nhóm lớn các loại thuốc bao gồm penicillin, cephalosporin (cefixime), fluoroquinolones, aminoglycoside, monobactam,

<https://doi.org/10.51316/jca.2023.046>

carbapenems và tetracycline. Những loại kháng sinh này là một phần quan trọng của cuộc sống hiện đại vì vai trò quan trọng của chúng trong điều trị nhiều loại bệnh nhiễm trùng ở người và động vật. Cefixime (CFX) là kháng sinh Cephalosporin thế hệ III, có phổ kháng sinh rộng thuộc họ β -lactam, là một trong số những kháng sinh thương mại khá quan trọng vì tính kháng khuẩn cao và hiệu năng tốt. Kháng sinh này được sử dụng phổ biến trong việc điều trị viêm họng, viêm tai giữa và các bệnh về đường tiết niệu. Dư lượng kháng sinh Cefixime thải ra ngoài môi trường, đặc biệt là môi trường nước có thể gây hậu quả nghiêm trọng, tác động trực tiếp đến sức khỏe con người và môi trường. Khi được thải ra môi trường, Cefixime có thể tạo ra các loài vi khuẩn có khả năng thay đổi cấu trúc gene kháng lại các loại kháng sinh [3]. Vì vậy, việc tìm kiếm phương pháp tiếp cận hiệu quả để xử lý dư lượng kháng sinh, đặc biệt là kháng sinh Cefixime trong nước thải là điều rất cấp thiết.

Ozone hóa, trao đổi ion, quang xúc tác phân hủy, v.v. là các phương pháp, kỹ thuật đã và đang được sử dụng để loại bỏ thuốc kháng sinh ra khỏi nước sinh hoạt và nước thải. Mặc dù, các phương pháp trên có thể loại bỏ dư lượng kháng sinh ra khỏi nước với hiệu suất tốt nhưng đều có điểm hạn chế là chi phí vận hành cao, đòi hỏi nhiều thiết bị, thao tác phức tạp. Những năm gần đây, các nhà khoa học đặc biệt quan tâm đến phương pháp hấp phụ bởi thao tác đơn giản, giá thành thực hiện không cao, không đòi hỏi nhiều dụng cụ, thiết bị và thiết kế đơn giản [4]. Một số vật liệu hấp phụ phổ biến hiện nay phải kể đến là than hoạt tính, silicagel, zeolit, than sinh học, than hoạt tính... Trong đó, than sinh học (biochar) là một sản phẩm giàu carbon của quá trình nhiệt phân sinh khối trong môi trường trơ và được tổng hợp theo nhiều quy trình khác nhau, có thể hoạt hóa bằng phương pháp vật lý hoặc hóa học tùy thuộc vào bản chất của sinh khối [5,6]. Nhiều nghiên cứu đã sử dụng than sinh học để hấp phụ Cefixime trong nước với hiệu suất cao như than sinh học từ vỏ quả lựu [7], quả chà là [3], vỏ chuối [8] ...

Trong các nghiên cứu gần đây của chúng tôi, lá thông đã được sử dụng để loại bỏ hiệu quả các ion kim loại nặng như: Pb(II) [9], Cd(II) [10], Cr(III) và Cr(VI) [11], As(III) và As(V) [12]. Với xu hướng tìm kiếm các loại vật liệu hấp phụ có nguồn gốc từ thiên nhiên, giá thành thấp, có thể tái hấp phụ, dễ chế tạo thì lá thông là loại vật liệu hấp phụ tốt và có thể ứng dụng hấp phụ dư lượng kháng sinh trong dung dịch nước. Trong nghiên cứu này, chúng tôi tổng hợp vật liệu than sinh học có nguồn gốc lá thông (*Pinus kesiya*) khô, sau đó thử nghiệm khả năng hấp phụ của vật liệu đối với kháng sinh Cefixime. Một số yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hấp phụ sẽ được

khảo sát. Kết quả nghiên cứu là cơ sở cho ứng dụng tổng hợp biochar từ phế phẩm nông nghiệp nhằm hấp phụ dư lượng kháng sinh trong nước.

Thực nghiệm và phương pháp nghiên cứu

Thiết bị, dụng cụ và hóa chất

Thiết bị và dụng cụ: Máy đo quang phổ hấp thụ phân tử UV-Vis (Jenway, Anh); cân phân tích có độ nhạy 10^{-4} g (Satorius, Đức); tủ sấy (Shellab, Anh); lò nung có bộ phận xử lý nhiệt (Nabertherm, Đức); máy khuấy từ gia nhiệt (IKA, Đức); máy đo pH (Inolab 730, Đức); giấy lọc Whatman lỗ lọc 20 - 25 μm ; rây có kích thước 125 và 212 μm ; vial đựng mẫu loại polyethylene (P.E) dung tích 10 mL và các dụng cụ thí nghiệm khác.

Hóa chất: Các hóa chất sử dụng trong thí nghiệm đều đảm bảo độ tinh khiết phân tích (P.A): HCl; NaOH; KCl; Chuẩn kháng sinh Cefixime Trihydrate $\text{C}_{16}\text{H}_{15}\text{N}_5\text{O}_7\text{S}_2$ độ tinh khiết 99,72% của viện kiểm nghiệm thuốc trung ương.

Chuẩn bị vật liệu hấp phụ

Lá thông (*Pinus kesiya*) khô, đã rụng, có màu nâu được thu thập trong khuôn viên khoa Hóa học và Môi trường, trường Đại học Đà Lạt. Than sinh học từ lá thông được tổng hợp theo quy trình sau [13] : Rửa sạch và ngâm lá thông khô bằng nước sạch để loại bỏ bụi và chất bám dính. Rửa lại bằng nước cất, cắt mẫu lá thông với kích thước khoảng 2 cm, sấy khô ở 80°C cho đến khối lượng không đổi trong 24h. Nghiền nhỏ và rây để có kích thước trong khoảng 125 – 212 μm . Sau đó, tro hóa lá thông ở 700°C trong 3 giờ trong điều kiện yếm khí. Hiệu suất than hóa là 21,4%. Vật liệu sau tro hóa được lưu trữ trong lọ plastic, đậy kín nắp, bảo quản ở nhiệt độ phòng trong bình hút ẩm.

Đặc trưng cấu trúc của vật liệu được xác định bằng các phương pháp đo phổ hồng ngoại (IR), hiển vi điện tử quét (SEM), đo diện tích bề mặt (BET).

Điểm đẳng điện (pH_{pzc}) của vật liệu được xác định bằng cách cân 0,1 gam vật liệu vào các bình nón chứa 50 mL dung dịch KCl 0,1 N tương ứng với các giá trị pH_i ($i=2-11$), đậy kín và lắc với tốc độ 150 vòng/phút trong 24h, lọc lấy dung dịch và đo giá trị pH (gọi là pH_i).

Thí nghiệm khảo sát khả năng hấp phụ Cefixime của vật liệu than sinh học

Khảo sát khả năng hấp phụ Cefixime của vật liệu bằng phương pháp hấp phụ tĩnh.

Cân 0,1 gam vật liệu vào các bình nón chứa sẵn 50mL dung dịch Cefixime có nồng độ là C_0 . Thay đổi pH của các bình nón từ 2 đến 10; khuấy với tốc độ 150 vòng/phút từ 10 đến 240 phút. Tiến hành lọc lấy dung dịch nhằm xác định nồng độ Cefixime còn lại bằng phương pháp quang phổ hấp thụ phân tử UV-VIS ở bước sóng $\lambda = 295\text{nm}$. Thông qua dung lượng hấp phụ q_e (mg/g) hoặc hiệu suất hấp phụ H (%) để đánh giá lượng Cefixime bị lưu giữ trên vật liệu.

Dung lượng hấp phụ q_e (mg/g) được tính toán bằng biểu thức:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m}$$

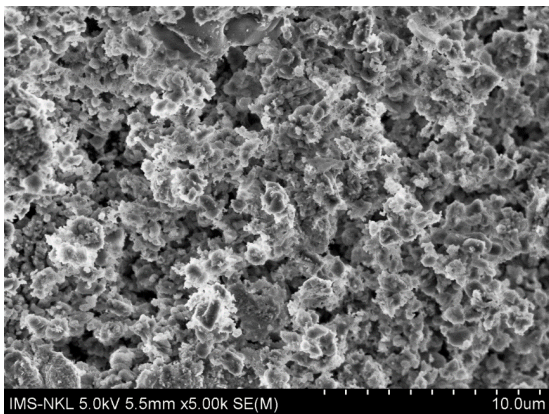
Hiệu suất hấp phụ H(%) được tính toán bằng biểu thức:

$$H = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100$$

Trong đó: C_0 , C_e lần lượt là nồng độ Cefixime ban đầu và nồng độ Cefixime còn lại sau khi hấp phụ trong dung dịch (mg/L); m là khối lượng vật liệu sử dụng (g); V là thể tích dung dịch (L).

Kết quả và thảo luận

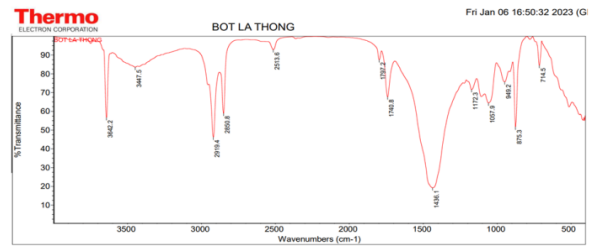
Đặc trưng cấu trúc vật liệu



Hình 1: Ảnh SEM của vật liệu

Ảnh hiển vi điện tử quét (SEM) của vật liệu được đo trên thiết bị SEM, Hitachi, S-4800, Tokyo (Nhật Bản) trong Hình 1 cho thấy vật liệu có nhiều lỗ trống, kích thước những lỗ trống này khá đồng đều nhau, bề mặt vật liệu xốp, gồ ghề tạo điều kiện thuận lợi để hấp phụ Cefixime trong nước.

Phổ FT-IR của vật liệu được đo trên máy PerkinElmer Frontier (Mỹ) ở số sóng $500\text{-}4000\text{ cm}^{-1}$ thể hiện trong Hình 2 cho phép dự đoán sự có mặt của nhóm chức có khả năng tham gia quá trình hấp phụ kháng sinh Cefixime.

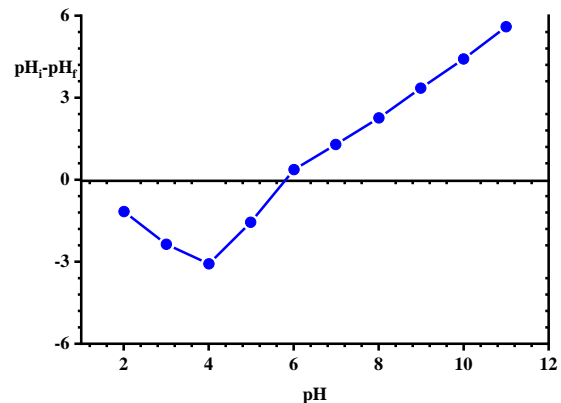


Hình 2: Phổ FT-IR của vật liệu

Tín hiệu 3642cm^{-1} với mũi hẹp và tín hiệu $3447,5\text{cm}^{-1}$ với cường độ yếu cho thấy dao động của nhóm -OH trong cấu trúc xenlulozo của vật liệu [14]. Vùng $2919,4 - 2850,8\text{cm}^{-1}$ xuất hiện các tín hiệu với cường độ trung bình, đây là vùng dao động giãn của C-H. Tín hiệu $2513,6\text{cm}^{-1}$ với cường độ yếu có thể là vùng dao động giãn đối xứng của C-H hoặc liên kết C-H trong nhóm CH_2 . Tín hiệu $1797,2\text{cm}^{-1}$ xuất hiện trên phổ chứng tỏ có dao động giãn C=O trong aldehydes [15].

Tín hiệu có cường độ yếu nhưng có thể quan sát tại $1740,8\text{cm}^{-1}$, chứng tỏ sự có mặt của C=O của nhóm carbonyl có trong hemicellulose. Các tín hiệu $1436,1$; $875,3$ và $714,5\text{cm}^{-1}$ tương ứng với sự dao động giãn bất đối xứng của C-O, uốn ngoài mặt phẳng và uốn trong mặt phẳng [15]. Tại $1172,3\text{cm}^{-1}$ xuất hiện tín hiệu cường độ yếu có thể là nhóm C=O bất đối xứng. Tín hiệu tại $1057,9\text{cm}^{-1}$ là sự dao động giãn của -C-O hoặc C-N [16].

Kết quả xác định điểm đẳng điện của vật liệu là khoảng 5,8 được xác định theo đồ thị trong Hình 3.



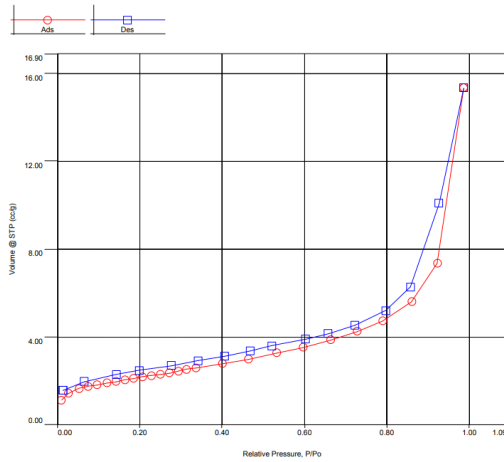
Hình 3: Đồ thị xác định điểm đẳng điện của vật liệu

Dựa vào điểm đẳng điện (pH_{pzc}) của vật liệu có thể dự đoán khả năng hấp phụ của vật liệu đối với các dạng tồn tại của Cefixime ở giá trị pH bất kỳ. Bề mặt vật liệu sẽ tích điện âm và hấp phụ cation tốt hơn khi $\text{pH} > \text{pH}_{\text{pzc}}$. Ngược lại, khi $\text{pH} < \text{pH}_{\text{pzc}}$, bề mặt vật liệu tích điện dương và hấp phụ anion tốt hơn [17].

Diện tích bề mặt riêng tính theo mô hình của Brunauer - Emmett - Teller (BET) của vật liệu là $7,643\text{ m}^2/\text{g}$. Sự

phân bố kích thước lỗ xốp của vật liệu được xác định bằng phương pháp Barrett-Joyner-Halenda (BJH) với kích thước lỗ xốp trung bình khoảng 1,2 nm và thể tích lỗ xốp khoảng 0,025 cm³/g.

Độ xốp của vật liệu được đo trên thiết bị Tristar-3030 Micromeritics (Mỹ) thông qua phương pháp đẳng nhiệt hấp phụ – giải hấp N₂ được thực hiện ở 77 K.

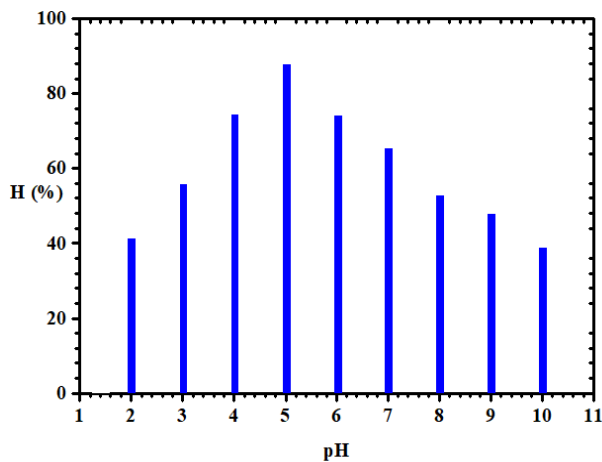


Hình 4: Đồ thị BET của vật liệu

Ảnh hưởng của pH đến khả năng hấp phụ của vật liệu

Kết quả về sự ảnh hưởng của pH đến hiệu suất hấp phụ Cefixime của vật liệu được thể hiện trong Hình 5.

Hiệu suất hấp phụ kháng sinh Cefixime của vật liệu tăng dần khi tăng pH dung dịch từ 2 đến 5. Tại pH 5, hiệu suất hấp phụ Cefixime của vật liệu là cao nhất, đạt 87,7%. Sau đó, hiệu suất hấp phụ giảm dần từ pH 6 đến pH 10.



Hình 5: Ảnh hưởng của pH đến hiệu suất hấp phụ CFX (Thời gian khuấy 180 phút, nồng độ đầu CFX 10 ppm)

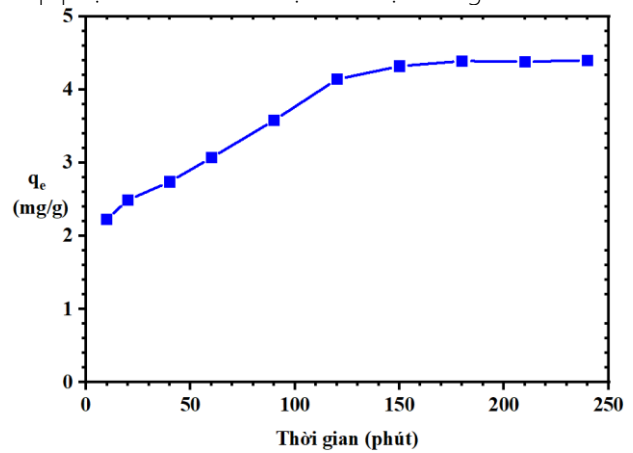
Điểm đẳng điện của Cefixime là 4,7, khi đó phân tử Cefixime trung hòa điện (CFX). Khi pH dung dịch nhỏ hơn 4,7, Cefixime tồn tại ở dạng CFX⁺ và khi pH dung

dịch lớn hơn 4,7 thì Cefixime tồn tại dưới dạng CFX²⁻ [18,19]. Mặt khác, pH_{pzc} của vật liệu là 5,8. Do vậy có thể thấy rằng pH dung dịch trong khoảng 4,7 đến 5,8 cho hiệu suất loại bỏ Cefixime bởi vật liệu là tốt nhất.

Trong môi trường có pH dung dịch thấp (pH<4,7) và pH dung dịch cao (pH>7) thì hiệu suất hấp phụ Cefixime trên vật liệu giảm. Khi pH thấp (nồng độ ion H⁺ cao) sẽ xảy ra sự cạnh tranh hấp phụ giữa ion H⁺ và CFX⁺; ngược lại, khi pH cao (nồng độ ion OH⁻ cao) sẽ xảy ra sự cạnh tranh hấp phụ giữa ion OH⁻ và CFX²⁻. Vì vậy, pH dung dịch là 5 được chọn để thực hiện trong các thí nghiệm khảo sát tiếp theo.

Khảo sát thời gian đạt cân bằng hấp phụ

Kết quả về sự ảnh hưởng của thời gian đến dung lượng hấp phụ của Cefixime được thể hiện trong Hình 6.



Hình 6: Ảnh hưởng của thời gian đến hiệu suất hấp phụ CFX (pH=5, nồng độ CFX đầu 10 ppm)

Trong khoảng thời gian từ 10 – 150phút, dung lượng hấp phụ Cefixime của vật liệu tăng nhanh. Từ 150 phút đến 180 phút dung lượng hấp phụ có thay đổi nhưng không đáng kể. Từ 180 phút trở đi, không có sự thay đổi đáng kể về dung lượng hấp phụ chứng tỏ quá trình hấp phụ đã đạt trạng thái cân bằng. Vì thế, thời gian đạt cân bằng hấp phụ là 180 phút được chọn để thực hiện trong các thí nghiệm khảo sát tiếp theo.

Nghiên cứu động học hấp phụ Cefixime trên vật liệu

Động học các quá trình hấp phụ Cefixime được sử dụng để xác định kiểu quá trình chi phối cơ chế hấp phụ. Cơ chế của quá trình hấp phụ phụ thuộc vào các đặc tính vật lý và hóa học của vật liệu cũng như quá trình chuyển khối từ chất bị hấp phụ vào vật liệu hấp phụ. Thông tin từ mô hình động học có thể được sử dụng để giải thích các loại cơ chế vận chuyển và do đó có thể tiến hành mô tả quá trình hấp phụ [20].

Động học hấp phụ Cefixime trên vật liệu than sinh học từ lá thông được khảo sát trên hai mô hình: Động học biểu kiến bậc nhất và động học biểu kiến bậc hai.

Dạng tích phân của động học biểu kiến bậc nhất:

$$\text{Log}(q_e - q_t) = \text{Log}q_e - \frac{k_1 \times t}{2.303}$$

Dạng tích phân của động học biểu kiến bậc hai:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 \times q_e^2} + \left(\frac{1}{q_e}\right) \times t$$

Trong đó: q_e (mg/g) và q_t (mg/g) lần lượt là dung lượng hấp phụ ở thời điểm cân bằng và dung lượng hấp phụ ở thời điểm t ; k_1 (phút⁻¹) và k_2 (g.mg⁻¹.phút⁻¹) lần lượt là hằng số tốc độ hấp phụ bậc nhất biểu kiến và hằng số tốc độ hấp phụ bậc hai biểu kiến.

Từ các kết quả nghiên cứu có thể áp dụng các phương trình động học ở trên, xây dựng đồ thị $\text{Log}(q_e - q_t)$ theo t và $\frac{t}{q_t}$ theo t , tính toán các thông số động học được trình bày trong bảng 1.

Bảng 1: Các tham số động học hấp phụ Cefixime bằng vật liệu than sinh học từ lá thông

Mô hình động học biểu kiến bậc nhất	k_1 (phút ⁻¹)	0,0177
	$q_{e, \text{cal}}$ (mg/g)	3,07
	R^2	0,9057
$q_{e, \text{exp}}$ (mg/g)		4,32
Mô hình động học biểu kiến bậc hai	k_2 (g.mg ⁻¹ .phút ⁻¹)	0,0087
	$q_{e, \text{cal}}$ (mg/g)	4,8638
	R^2	0,9921

Từ kết quả thực nghiệm cho thấy, hệ số hồi quy của mô hình động học bậc hai ($R^2 > 0,99$) cao hơn so với mô hình động học bậc nhất. Dung lượng hấp phụ q_e tính toán từ phương trình động học bậc hai (4,8638 mg/g) chênh lệch không đáng kể so với q_e thực nghiệm (4,32 mg/g). Như vậy, mô hình động học biểu kiến bậc hai mô tả phù hợp hơn quá trình hấp phụ Cefixime của vật liệu than sinh học từ lá thông. Kết quả này khá tương đồng với các nghiên cứu động học hấp phụ trên các loại vật liệu than sinh học khác [3,19,21].

Nghiên cứu cân bằng đẳng nhiệt hấp phụ Cefixime trên vật liệu

Nghiên cứu cân bằng đẳng nhiệt hấp phụ Cefixime trên vật liệu được thực hiện bằng cách cố định các yếu tố ảnh hưởng: pH=5, thời gian khuấy 180 phút, lượng chất hấp phụ là 0,1 gam và thay đổi nồng độ đầu Cefixime.

Trong nghiên cứu này, mô hình đẳng nhiệt Langmuir và mô hình đẳng nhiệt Freundlich được sử dụng mô tả quá trình hấp phụ Cefixime trên vật liệu than sinh học từ lá thông [22].

Mô hình đẳng nhiệt Langmuir mô tả sự hấp phụ đơn lớp trên vật liệu hấp phụ có sự giới hạn và đồng nhất về tâm hấp phụ.

Phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir dạng tuyến tính:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\text{max}}} \times C_e + \frac{1}{q_{\text{max}} \times K_L}$$

Trong đó: q_{max} (mg/g) là dung lượng hấp phụ cực đại của chất hấp phụ; q_e (mg/g) là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng của mỗi thí nghiệm; C_e (mg/L) là nồng độ dung dịch hấp phụ tại thời điểm cân bằng; K_L (L/mg) là hằng số cân bằng hấp phụ Langmuir.

Thông qua phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir dạng tuyến tính, có thể xác định được dung lượng hấp phụ cực đại (q_{max}) trên bề mặt đơn lớp của vật liệu.

Từ giá trị K_L , có thể xác định được hằng số tách R_L thông qua biểu thức:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \times C_0}$$

Giá trị R_L sẽ cho biết sự thuận lợi của quá trình hấp phụ, cụ thể: $R_L = 0$ - quá trình hấp phụ là một chiều; $R_L > 1$ tức quá trình hấp phụ là không thuận lợi; $0 < R_L < 1$ - quá trình hấp phụ là thuận lợi và $R_L = 1$ - quá trình hấp phụ là tuyến tính.

Mô hình đẳng nhiệt Freundlich là một phương trình thực nghiệm, chỉ đúng đối với quá trình hấp phụ xảy ra trên bề mặt không đồng nhất của vật liệu.

Phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich dạng tuyến tính:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \times \log C_e$$

Trong đó: q_e (mg/g) là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng của mỗi thí nghiệm; C_e (mg/L) là nồng độ dung dịch hấp phụ tại thời điểm cân bằng; K_F là hằng số Freundlich; $1/n$ là hệ số đặc trưng cho tính không đồng nhất về năng lượng của bề mặt chất hấp phụ.

Kết quả nghiên cứu cân bằng đẳng nhiệt hấp phụ Cefixime của vật liệu được thể hiện trong Bảng 2.

Từ phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich dạng tuyến tính, giá trị n thu được nằm trong khoảng từ 1÷10

là khoảng thuận lợi cho sự hấp phụ, chứng tỏ vật liệu than sinh học từ lá thông là vật liệu hấp phụ tốt kháng sinh Cefixime trong nước [23].

Bảng 2: Thông số đẳng nhiệt hấp phụ Cefixime bằng vật liệu lá thông

Mô hình Langmuir	q_{\max} (mg/g)	21,51
	K_L (L/mg)	0,2041
	R_L	0,3288
	R^2	0,9908
Mô hình Freundlich	K_F	4,7033
	n	2,4178
	R^2	0,9084

Từ phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir dạng tuyến tính, xác định dung lượng hấp phụ cực đại của Cefixime là 21,51 mg/g. Giá trị R_L nằm trong khoảng $0 < R_L < 1$ cho thấy quá trình hấp phụ là thuận lợi [7].

Sự hấp phụ Cefixime của vật liệu than sinh học từ lá thông được mô tả khá tốt theo 2 mô hình, điều này được thể hiện ở hệ số hồi quy của phương trình đều khá cao. Tuy nhiên hệ số hồi quy của phương trình Langmuir lớn hơn so với hệ số hồi quy của phương trình Freundlich, chứng tỏ sự hấp phụ Cefixime theo mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir phù hợp hơn so với mô hình Freundlich.

Kết luận

Trong nghiên cứu này, lá thông được sử dụng làm nguyên liệu thô tự nhiên để điều chế vật liệu than sinh học nhằm loại bỏ kháng sinh Cefixime trong nước. Kết quả nghiên cứu đặc tính của vật liệu bằng các phương pháp vật lý và hóa lý hiện đại cho thấy bề mặt vật liệu tạo điều kiện thuận lợi để hấp phụ kháng sinh sinh Cefixime, đồng thời xác định được điểm đẳng điện của vật liệu là 5,8 và diện tích bề mặt vật liệu là 7,643 m²/g. Than sinh học từ lá thông đã hấp phụ thành công Cefixime trong dung dịch tại pH=5 với hiệu suất 87,7%, thời gian đạt cân bằng hấp phụ là 180 phút. Mô hình đẳng nhiệt Langmuir và động học biểu kiến bậc hai mô tả tốt quá trình hấp phụ Cefixime trên vật liệu. Từ phương trình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir, xác định được dung lượng hấp phụ Cefixime cực đại là 21,51 mg/g.

Tài liệu tham khảo

1. M. Godoy, J. Sánchez, Antibiotic Materials in Healthcare (2020) 221.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820054-4.00012-4>
2. J.E. Sosa-Hernández, L.I. Rodas-Zuluaga, I. Y.López-Pacheco, E. M.Melchor-Martínez, Z. Aghalari, D.S. Limón, H. M.N.Iqbal, R. Parra-Saldívar, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering 4 (2021) 100127.
<https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100127>
3. V. Hasanzadeh, O. Rahmadian, M. Heidari, Microchemical Journal 152 (2020).
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104261>
4. M.H. Rasoulifard, S. Khanmohammadi, A. Heidari, Water Sci Technol 74 (2016) 1069.
<https://doi.org/10.2166/wst.2016.230>
5. M. Vithanage, S.S. Mayakaduwa, I. Herath, Y.S. Ok, D. Mohan, Chemosphere 150 (2016) 781.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.002>
6. O.A. Ajala, S.O. Akinnawo, A. Bamisaye, D.T. Adedipe, M.O. Adesina, O.A. Okon-Akan, T.A. Adebuseyi, A.T. Ojedokun, K.A. Adegoke, O.S. Bello, RSC Adv 13 (2023) 4678.
<https://doi.org/10.1039/D2RA06436G>
7. M.E. Bidhendi, Z. Poursorkh, H. Sereshti, H.R. Nodeh, S. Rezanian, M.A. Kamboh, International Journal of Environmental Research and Public Health 17 (2020) 4223.
<http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17124223>
8. S.A. Bizaki, N. Bahramifar, R. Zandipak, F. Bahmehi, International Journal of Environmental Analytical Chemistry 102 (2022) 7800.
<https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1838496>
9. H.P. Thảo, T.Đ. Tiệp, N.V. Hạ, N.N. Tuấn, Đ.T. Nhân. Journal of Chemistry, 55(2017), 162-166.
10. H.P. Thảo, N.V. Hạ, N.N. Tuấn. Journal of Analytical Sciences, 24 (2019) 46-49.
11. H.P. Thảo, N.V. Hạ, N.N. Tuấn, N. Giảng, Đ.T. Nhân. Journal of Chemistry, 57 (2019) 275-279.
12. H.P. Thảo, N.V. Hạ, N.N. Tuấn, Đ.T. Nhân, T.Q. Hiếu. Journal of Analytical Sciences, 24(2019) 86-90.
13. O.A. Ajala, S.O. Akinnawo, A. Bamisaye, D.T. Adedipe, M.O. Adesina, O.A. Okon-Akan, T.A. Adebuseyi, A.T. Ojedokun, K.A. Adegoke, O.S. Bello, RSC Adv 13 (2023) 4678.
<https://doi.org/10.1039/D2RA06436G>
14. Z. Haddadian, M.A. Amin Shavandi, Z. Zainalabidin, A. Fakhru'l-Razi, and M. Shah Ismail. Chemical Science Transactions 2 (2013) 900.
<http://dx.doi.org/10.7598/cst2013.439>

15. A.S Yusuff, A.O Gbadamosi, M.A Lala, J.F Ngochindo. Environmental Science and Pollution Research 25 (2018) 19143. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2075-2>
16. T. Benabbouha, R. Nmila, M. Siniti, K. Chefira, H. El Attari & H. Rchid. SN Applied Sciences, 2 (2020). <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2492-y>
17. Y. Sun, T. Wang, C. Han, X. Lv, L. Bai, X. Sun, P. Zhang. Bioresource Technology 344 (2022). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126186>
18. R. Khazaei, A. Rahmani, A. Seidmohammadi, J. Faradmal, M. Leili. Scientific Journal of Kurdistan University of Medical Sciences 24 (2019) 22. <http://dx.doi.org/10.29252/sjku.24.4.22>
19. D. Naghipour, A. Amouei, K.T. Ghasemi, and K. Taghavi. Desalination and Water Treatment 201 (2020), 219. <http://dx.doi.org/10.5004/dwt.2020.26133>
20. P.T Huynh, N.T Nguyen, H.N Van, P.T Nguyen, T.D Nguyen, and V.P Dinh. Desalination and Water Treatment 173 (2020) 383. <https://doi.org/doi:%2010.5004/dwt.2020.24807>
21. H.R. Pouretedal and N. Sadegh. Journal of Water Process Engineering 1 (2014) 64. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.03.006>
22. A.C. Martins, O. Pezoti, A.L. Cazetta, K.C. Bedin, D.A.S. Yamazaki, G.F.G. Bandoch, T. Asefa, J.V. Visentainer, V.C. Almeida. Chemical Engineering Journal 260 (2015) 291. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.09.017>
23. H. Sereshti, E.B. Abadi, M.E. Bidhendi, I. Ahamd, S. Shahabuddin, H.R. Nodeh, N. Sridewi, W.N Wan Ibrahim. Nanomaterials (Basel) 12 (2022) 3576. <https://doi.org/10.3390/nano12203576>