

LOẠI BỎ KHÁNG SINH TETRACYCLINE TRONG MÔI TRƯỜNG NƯỚC BẰNG PHƯƠNG PHÁP ĐIỆN DI LẮNG ĐỘNG

Đặng Thị Ngọc Hoa^{1*}, Nguyễn Ngọc Nghĩa^{2,3}, Nguyễn Đức Hồng⁴, Nguyễn Hải Phong²

¹ Khoa Cơ bản, Trường Đại học Y – Dược, Đại học Huế, Huế, Việt Nam

² Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học, Đại học Huế, Huế, Việt Nam

³ Sở Giáo dục và Đào tạo Thành phố Huế, Huế, Việt Nam

⁴ Trường Đại học Nông lâm, Đại học Huế, Huế, Việt Nam

* Tác giả liên hệ Đặng Thị Ngọc Hoa <dtngoa@hueuni.edu.vn>

(Ngày nhận bài: 13-03-2026; Hoàn thành phản biện: 20-05-2026; Ngày chấp nhận đăng: 21-05-2026)

Tóm tắt. Bài báo trình bày kết quả nghiên cứu sử dụng phương pháp điện di lắng động để loại bỏ chất kháng sinh tetracycline. Các yếu tố ảnh hưởng như pH (pH = 2), điện thế (8,0 V), thời gian điện phân (15 phút), nồng độ chất điện ly NaCl (1,0 g/L) và lượng vật liệu iron (III) oxide/graphene oxide ban đầu (50 mg/L) đã được nghiên cứu và tối ưu hóa. Ở điều kiện tối ưu, hiệu suất loại bỏ tetracycline đạt 64,71%. Động học hấp phụ tuân theo mô hình bậc nhất và quá trình hấp phụ tuân theo mô hình đẳng nhiệt Freundlich.

Từ khóa: điện di lắng động, tetracycline, iron (III) oxide/graphene oxide

Removal of tetracycline from water environment using electrophoretic deposition method

Dang Thi Ngoc Hoa^{1*}, Nguyen Ngoc Nghia^{2,3}, Nguyen Duc Hong⁴, Nguyen Hai Phong²

¹ Faculty of Basic Sciences, University of Medicine and Pharmacy, Hue University, Hue, Vietnam

² Department of Chemistry, University of Sciences, Hue University, Hue, Vietnam

³ Department of Education and Training of Hue City, Hue, Vietnam

⁴ University of Agriculture and Forestry, Hue University, Hue, Vietnam

* Correspondence to Dang Thi Ngoc Hoa <dtngoa@hueuni.edu.vn>

(Received: 13 March 2026; Revised: 20 May 2026; Accepted: 21 May 2026)

Abstract. The paper presents the results of a study using the electrophoretic deposition method to remove tetracycline from the water environment. Factors, namely pH (pH 2), applied voltage (8.0 V), deposition time (15 minutes), NaCl electrolyte concentration (1.0 g/L), and the initial iron (III) oxide/graphene oxide concentration (50 mg/L), were investigated and optimised. Under optimal conditions, the tetracycline removal efficiency reached 64.71%. The adsorption kinetics followed the first-order model, and the adsorption process was in accordance with the Freundlich isotherm model.

Keywords: electrophoretic deposition, tetracycline, iron (III) oxide/graphene oxide

1 Mở đầu

Kháng sinh đã trở thành một nguồn ô nhiễm quan trọng trong nước do việc sử dụng rộng rãi trong suốt các thập kỷ qua. Tetracycline (TCL) là một trong những loại kháng sinh chính, bên cạnh sulfonamide, macrolide và quinolone, được sử dụng phổ biến cho con người và thú vật, cũng như trong nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản như chất kích thích tăng trưởng [1]. Các loại tetracycline thế hệ thứ ba đã được Cục Quản lý Thực phẩm và Dược phẩm Hoa Kỳ (FDA) phê duyệt vào năm 2005 và sau một thập kỷ sử dụng lâm sàng, chúng vẫn duy trì hiệu quả tương đối cao chống lại nhiều loại vi khuẩn kháng thuốc đa trị bao gồm *Staphylococcus aureus*, *Acinetobacter baumannii*, *Klebsiella pneumoniae* và *Escherichia coli* [2]. Có nhiều cách thức dẫn đến việc kháng sinh phát tán ra môi trường, nhưng nhìn chung, bất kỳ hoạt động nhân tạo nào cần sử dụng kháng sinh đều có thể gây ô nhiễm đất và trầm tích và làm cho kháng sinh xâm nhập vào nước ngầm, hồ và sông ngòi [3]. Các nghiên cứu đã cảnh báo về nguy cơ sinh thái và mối đe dọa lên sức khỏe cộng đồng do sự gia tăng kháng thuốc của các gen và vi khuẩn. Đây là vấn đề nghiêm trọng vì chúng không thể dễ dàng bị loại bỏ [4]. Sự xuất hiện của TCL trong nước mặt và đất đang trở thành vấn đề toàn cầu và tác động độc hại cuối cùng sẽ ảnh hưởng đến các hệ sinh thái [3, 5].

Các phương pháp chính để loại bỏ các chất ô nhiễm vi mô từ các môi trường bị ô nhiễm bao gồm hấp phụ, phân hủy sinh học, phân hủy quang và quá trình oxy hóa nâng cao [6]. Tuy nhiên, một số phương pháp gặp nhiều khó khăn do chi phí vận hành cao và các quá trình xử lý tốn thời gian. Hấp phụ là một phương pháp rẻ tiền, dễ triển khai, có hiệu quả cao và không tạo ra sản phẩm phụ độc hại. Hiệu quả của quá trình hấp phụ phụ thuộc vào các đặc tính lý hóa của chất hấp phụ, chẳng hạn như diện tích bề mặt riêng, độ xốp, độ phân cực bề mặt và hình thái vật liệu,

cũng như các đặc tính của chất hấp phụ, như kích thước, độ phân cực, điện tích ion và độ kỵ nước. Trong những năm gần đây, nanocarbon như ống nano carbon (CNT) và các vật liệu tương tự graphene đã được áp dụng rộng rãi làm chất hấp phụ cho một số chất ô nhiễm hữu cơ, trong đó có kháng sinh [7]. Vật liệu dựa trên graphene được sử dụng nhiều nhất để hấp phụ TCL là graphene oxide (GO) và các composite của GO thông qua hấp phụ qua tương tác π - π và liên kết cation- π . Việc bổ sung pha thứ hai ảnh hưởng đến các tính chất hấp phụ, chẳng hạn như q_{max} và các điều kiện hấp phụ (pH và nhiệt độ) [8, 9]. Mặc dù GO và GO dạng khử (rGO) có hiệu quả trong việc hấp phụ TCL, nhưng vẫn còn một số hạn chế như khả năng hấp phụ không cao và khó khăn trong việc thu hồi vật liệu sau khi sử dụng. Để khắc phục những nhược điểm này, các nghiên cứu gần đây đã tập trung vào việc kết hợp GO và rGO với kim loại dạng hạt nano, đặc biệt là Fe_2O_3 , nhằm cải thiện khả năng hấp phụ và bổ sung tính năng từ tính, giúp dễ dàng thu hồi vật liệu sau khi xử lý. Các vật liệu composite với iron (III) oxide/graphene oxide đã cho thấy hiệu quả hấp phụ TCL vượt trội. Sự kết hợp giữa các nhóm chức chứa oxy có khả năng tương tác với TCL và tính từ tính của Fe_2O_3 cho phép thu hồi vật liệu qua tách từ tính. Điều này giúp giảm thiểu chi phí và nâng cao hiệu quả của quá trình xử lý [10, 11]. Các nghiên cứu về cấu trúc và tính chất của vật liệu lai này cho thấy chúng có tiềm năng lớn trong việc xử lý ô nhiễm TCL trong môi trường nước, đồng thời dễ dàng thu hồi và tái sử dụng, làm giảm chi phí và tăng tính bền vững của quá trình xử lý nước.

Ngoài ra, phương pháp điện di lắng đọng (electrophoretic deposition, EPD) được xem là một phương pháp vừa tổng hợp vật liệu vừa sử dụng để xử lý chất ô nhiễm trong môi trường nước và là một phương pháp với chi phí thấp, thời gian xử lý nhanh và thân thiện với môi trường [12–15]. Vì vậy, trong bài báo này, chúng

tôi sử dụng phương pháp EPD kết hợp với iron (III) oxide /graphene oxide trong môi trường chất điện ly sodium chloride nhằm loại bỏ TCL trong môi trường nước.

2 Thực nghiệm

2.1 Hóa chất và thuốc thử

Trung nghiên cứu này chúng tôi sử dụng graphite bột ($\leq 20\ \mu\text{m}$), Sigma-Aldrich, USA; $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, Merck, Đức; sulfuric acid (H_2SO_4) 98%, $d = 1,84\ \text{g/mL}$; phosphoric acid (H_3PO_4) 85%, $d = 1,71\ \text{g/mL}$; hydrochloric acid (HCl) 37%, $d = 1,18\ \text{g/mL}$, Merck, Đức; potassium permanganate (KMnO_4), Scharlau, Tây Ban Nha; sodium chloride (NaCl), Merck, Đức, và một số hóa chất khác của Trung Quốc.

2.2 Thiết bị

Máy DC Power Supply của hãng Yihua, Trung Quốc với điện thế một chiều thay đổi từ 0 đến 30 V với sai số $\pm 0,1\ \text{V}$ và phương pháp quang phổ hấp thụ phân tử (UV-Vis) thực hiện trên thiết bị Cary 60 UV-Vis của hãng Agilent (Mỹ) được sử dụng trong nghiên cứu.

2.3 Tổng hợp vật liệu graphene oxide

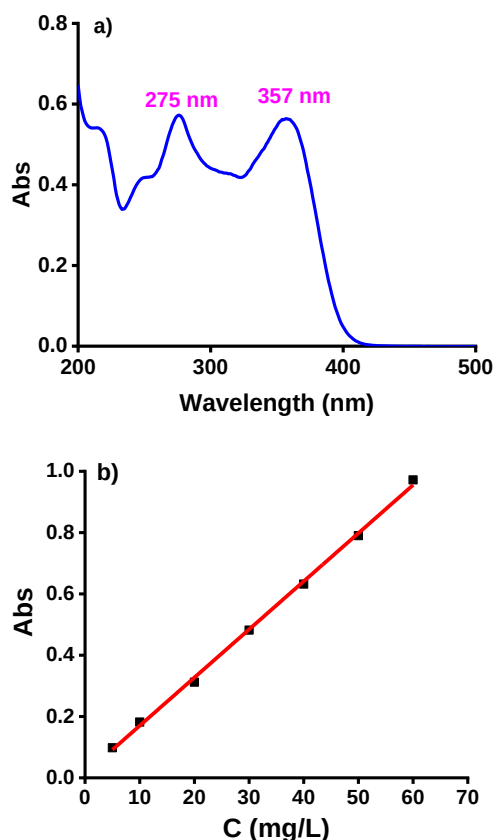
Vật liệu graphite oxide đầu tiên được tổng hợp bằng phương pháp Hummer cải tiến theo Tour và cộng sự [16]. $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{rGO}$ được tổng hợp theo Zhu và cs. có biến đổi để đạt tối ưu hóa [17]. Tiếp theo, huyền phù $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{rGO}$ được phân tán trong dung môi là nước cất hai lần với sự hỗ trợ của siêu âm [18].

3 Kết quả và thảo luận

3.1 Xác định bước sóng cực đại và xây dựng đường chuẩn của kháng sinh TCL

Tiến hành pha dung dịch TCL bằng nước cất với nồng độ 50 mg/L. Sau đó, lấy dung dịch và

tiến hành quét phổ hấp thụ phân tử (UV-Vis) có bước sóng từ 200 nm đến 500 nm. Phổ UV-Vis của TCL được trình bày trên Hình 1a. Có thể nhận thấy, đối với kháng sinh TCL, chỉ xuất hiện hai peak cực đại tại bước sóng 275 và 357 nm. Tuy nhiên, chúng tôi sử dụng bước sóng 357 nm để tránh ảnh hưởng của một số hợp chất có cực đại hấp thụ tại vùng tử ngoại gần khi định lượng trong môi trường nước. Bước sóng này phù hợp với các công bố trước đây [19, 20] và được chọn để đo độ hấp thụ quang trong các thí nghiệm tiếp theo.



Hình 1. Phổ UV-Vis, $C_{\text{TCL}} = 50\ \text{mg/L}$ a) và đường chuẩn b) của dung dịch TCL

Đường chuẩn được xây dựng bằng cách chuẩn bị một dãy dung dịch chuẩn có nồng độ xác định từ 5 đến 60 mg/L trong nước cất hai lần. Tiếp theo, tiến hành đo độ hấp thụ quang (Abs) của các dung dịch tại bước sóng 357 nm. Kết quả được trình bày ở Bảng 1 và Hình 1b.

Bảng 1. Giá trị độ hấp thụ quang tại các nồng độ khác nhau của dung dịch TCL

C (mg/L)	5	10	20	30	40	50	60
Abs	0,098	0,182	0,312	0,482	0,632	0,790	0,972

Phương trình đường chuẩn có dạng

$$Abs = (0,0160 \pm 0,0004) \times C_{TCL} \text{ (mg/L)} \quad (1)$$

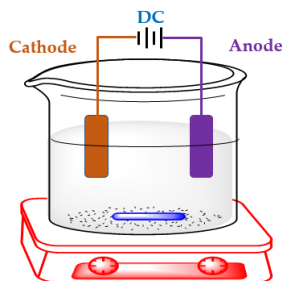
với $R^2 = 0,9995$ và $p = 4,03 \times 10^{-12}$. Giới hạn phát hiện (LOD) và giới hạn định lượng (LOQ) lần lượt là 0,029 mg/L và 0,087 mg/L.

Như vậy, giữa độ hấp thụ quang và nồng độ dung dịch TCL có tương quan chặt chẽ và LOD rất thấp. Phương trình (1) được sử dụng để xác định nồng độ của TCL trong các bước tiếp theo.

3.2 Nghiên cứu khả năng hấp phụ của vật liệu iron (III) oxide/graphene oxide và hiệu suất xử lý TCL

Ảnh hưởng của pH

Chuẩn bị một dãy dung dịch bao gồm: kháng sinh TCL 50 mg/L, iron (III) oxide/graphene oxide 50 mg/L và NaCl 1,0 g/L. Sau đó, điều chỉnh pH đến các giá trị 2, 4, 6, 8, 10 và 12 bằng dung dịch HCl 0,1 M và NaOH 0,1 M. Lắp đặt hệ thống điện hóa với một bộ cung cấp điện một chiều (DC) và hai điện cực bằng vật liệu Inox 304, kích thước (2 cm × 2 cm). Trong đó, một điện cực đóng vai trò là anode và một điện cực đóng vai trò là cathode (Hình 2).



Hình 2. Sơ đồ hệ điện di lắng đọng

Sau thời gian áp thế, mẫu được lấy ra và tiến hành ly tâm ở 5000 vòng/phút trong 5 phút.

Cuối cùng đo độ hấp thụ quang của dịch lọc ở bước sóng 357 nm. Các giá trị Abs tại các pH được trình bày ở Bảng 2.

Bảng 2. Hiệu suất loại bỏ kháng sinh TCL ở các giá trị pH khác nhau

pH	2	4	6	8	10	12
Hiệu suất, %	65,22	47,49	41,67	36,35	33,06	26,23

Điều kiện thí nghiệm (ĐKTN): $C_{TCL} = C_{Fe_2O_3/rGO} = 50$ mg/L; $C_{NaCl} = 1,0$ g/L; $E_{Dep} = 10$ V; $t_{Dep} = 15$ phút

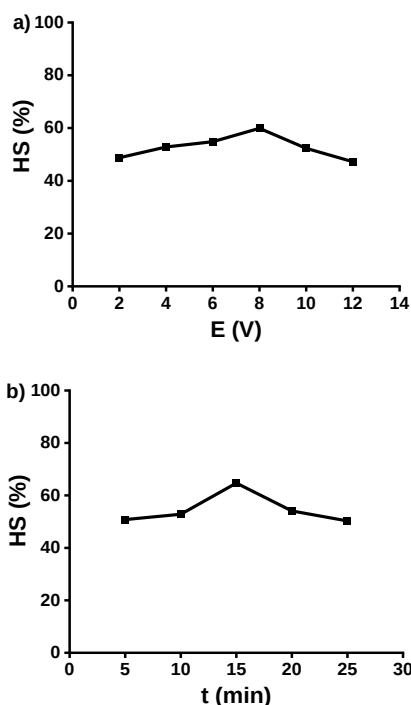
Khi pH càng tăng, hiệu suất loại bỏ kháng sinh TCL càng giảm. Điều này có thể là do khi pH lớn hơn 2,81 (điểm đẳng điện của GO [15]) thì GO tích điện âm (–) và do đó di chuyển về anode (+) [21]. Như vậy, quá trình khử GO thành GO dạng khử (rGO) bị hạn chế; vì vậy, hiệu suất giảm. Trong trường hợp pH giảm và nhỏ hơn 2,81, GO tích điện dương (+) và dễ dàng bị khử, tạo điều kiện hấp phụ kháng sinh để lắng đọng (deposition) [12]. Như vậy, giá trị pH thích hợp là 2,0 (hiệu suất loại bỏ kháng sinh TCL cao nhất). Kết quả này là khá tương đồng với kết quả của các tác giả [22] và [23] khi chọn pH = 3,0.

Ảnh hưởng của thế và thời gian

Thế điện một chiều (E_{Dep}) áp vào hai điện cực được thay đổi từ 2 đến 12 V và thời gian (t_{Dep}) là 15 phút. Từ Hình 3a có thể nhận thấy khi thế tăng dần từ 2 đến 8 V, hiệu suất loại bỏ tăng dần từ 48,76 đến 59,90%, nhưng khi tiếp tục tăng thế đến 12 V thì hiệu suất loại bỏ có xu hướng giảm. Theo Diba [12] và Besra cùng cộng sự [24], thế áp vào cao gây ra điện trường lớn, và do đó, dẫn đến một số hiện tượng: i) Vận tốc di chuyển của các hạt lớn hơn; ii) Kích thước của hạt tăng; iii) Tốc độ

lắng đọng nhanh hơn. Từ các kết quả thực nghiệm, chúng tôi chọn thế áp là 8 V.

Việc kéo dài thời gian dẫn đến sự kết khối giữa các lớp GO; vì vậy, kích thước hạt tăng và độ xốp trở nên không đồng đều [12], làm cho hiệu suất cũng giảm. Mặt khác, theo Besra và cộng sự [24], việc tăng thời gian và thế cũng dẫn đến bề dày của các lớp vật liệu tăng và mật độ dòng giảm. Để tiết kiệm thời gian nhưng vẫn đạt được hiệu suất lớn, chúng tôi chọn 15 phút là thời gian điện phân thích hợp (Hình 3b).



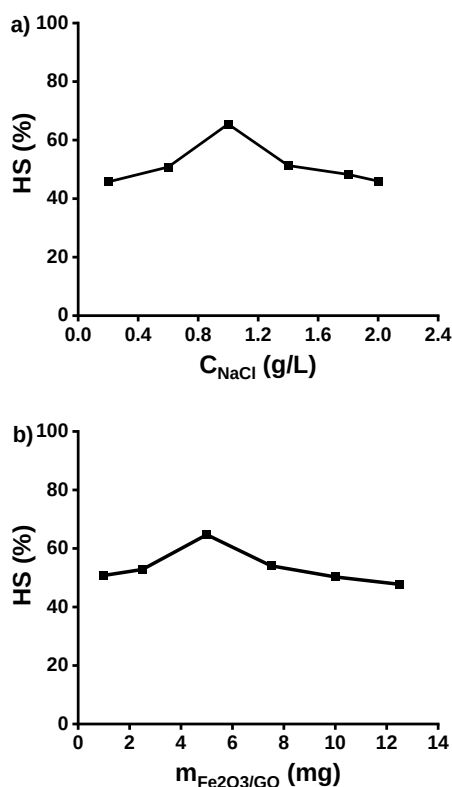
Hình 3. Ảnh hưởng của thế a) và thời gian b) áp vào hai điện cực đến hiệu suất loại bỏ TCL
ĐKTN: $C_{TCL} = C_{Fe_2O_3/rGO} = 50 \text{ mg/L}$; $C_{NaCl} = 1,0 \text{ g/L}$; a) $t_{Dep} = 15 \text{ phút}$; b) $E_{Dep} = 8 \text{ V}$

Ảnh hưởng của chất điện ly và lượng iron (III) oxide/graphene oxide

Nồng độ của chất điện ly trong dung dịch đóng vai trò quan trọng trong phương pháp EPD. Thứ nhất là để tăng độ dẫn điện của dung dịch; thứ hai là tạo một điện trường giữa bề mặt của hai điện cực và do đó, các ion sẽ di chuyển thuận lợi về hai phía của điện cực. Trong khi đó, cấu

trúc của vật liệu đã hấp phụ kháng sinh còn kênh sẽ di chuyển chậm và điều này ảnh hưởng đến tốc độ lắng đọng. Tại nồng độ của chất điện ly NaCl 1,0 g/L, hiệu suất đạt cao nhất (Hình 4a). Vì vậy, nồng độ chất điện ly này được lựa chọn cho việc loại bỏ TCL.

Qua kết quả ở Hình 4b cho thấy rằng khi thay đổi khối lượng vật liệu từ 1,0 đến 12,5 mg thì hiệu suất loại bỏ tăng đáng kể và đạt cực đại (64,71%) ở nồng độ 1,0 g/L của NaCl. Theo Diba và cộng sự [12], việc tăng khối lượng của Fe_2O_3/rGO sẽ ảnh hưởng đến độ phân tán của vật liệu trong dung dịch, kéo theo những ảnh hưởng như: độ nhám của bề mặt vật liệu, các hạt keo dễ keo tụ và kết khối. Do đó, khối lượng vật liệu Fe_2O_3/rGO được lựa chọn là 5 mg (tức là 50 mg/L).



Hình 4. Ảnh hưởng của nồng độ NaCl a) và lượng Fe_2O_3/rGO b) đến hiệu suất loại bỏ TCL
ĐKTN: a) $C_{TCL} = C_{Fe_2O_3/rGO} = 50 \text{ mg/L}$; $E_{Dep} = 8 \text{ V}$; $t_{Dep} = 15 \text{ phút}$; b) $C_{TCL} = 50 \text{ mg/L}$; $C_{NaCl} = 1,0 \text{ g/L}$; $E_{Dep} = 8 \text{ V}$ 3.2.4.

Nghiên cứu động học và mô hình hấp phụ đẳng nhiệt

Các tham số động học hấp phụ đã được nghiên cứu trong bài báo này thông qua phương pháp điện di lắng động với điện thế một chiều là $E_{Dep} = 8 \text{ V}$. Các dung dịch thí nghiệm bao gồm NaCl 1,0 g/L, vật liệu iron (III) oxide /graphene oxide 50 mg/L, thể tích dung dịch 50 mL và nồng độ của kháng sinh TCL từ 20 mg/L đến 100 mg/L. Sau 2 phút lấy ra 5 mL dung dịch, tiến hành ly tâm và đo độ hấp thụ quang tại bước sóng 357 nm. Tiếp theo, xác định nồng độ của TCL bằng phương pháp đường chuẩn và dung lượng hấp phụ. Kết quả được trình bày trên Hình 5.

Dung lượng hấp phụ được xác định theo công thức:

q_e = ((C_0 - C_e) * V) / m = ((C_0 - C_e) / C_VL) (2)

trong đó q_e là dung lượng hấp phụ (mg/g); C_0 và C_e là nồng độ ban đầu và cân bằng của TCL (mg/L); V là thể tích của dung dịch (L); m là khối lượng của vật liệu (g); C_VL là nồng độ của vật liệu (g/L).

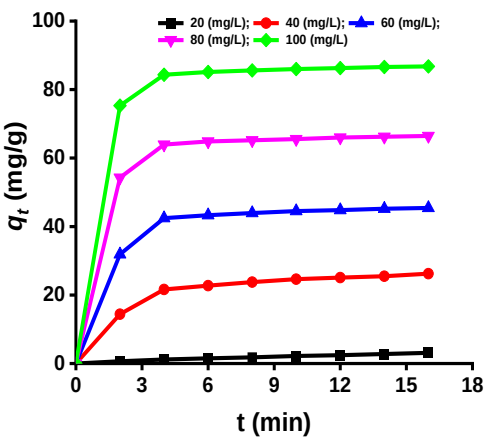
Từ kết quả ở Hình 5 và áp dụng mô hình động học biểu kiến bậc nhất (3) và bậc hai (4) ở

dạng phi tuyến, chúng tôi xác định các tham số động học và đại lượng thống kê (Bảng 3).

q_t = q_e (1 - e^{-K_1 t}) (3)

q_t = (q_e^2 K_2 t) / (1 + q_e K_2 t) (4)

trong đó q_t là dung lượng hấp phụ tại thời gian t (mg/g); t là thời gian hấp phụ (phút); K_1 và K_2 tương ứng là hằng số tốc độ của mô hình động học biểu kiến bậc nhất và bậc hai.



Hình 5. Dung lượng hấp phụ TCL theo thời gian ở năm nồng độ khác nhau

Bảng 3. Các tham số và đại lượng thống kê của hai mô hình động học bậc nhất và bậc hai

Nồng độ TCL (mg/L)	Động học biểu kiến bậc nhất				Động học biểu kiến bậc hai			
	q_e	K_1	SSE (*)	R^2	q_e	K_2	SSE (*)	R^2
20	4,761	0,0634	0,0476	0,9943	5,119	0,0157	0,143	0,9875
40	25,35	0,4262	2,835	0,9950	29,06	0,0196	3,502	0,9965
60	44,88	0,6350	2,661	0,9985	48,65	0,0232	12,14	0,9962
80	65,82	0,8700	1,394	0,9996	69,06	0,0302	8,916	0,9987
100	86,06	1,0346	1,686	0,9997	89,09	0,0340	6,707	0,9994

Ghi chú (*): SSE: Tổng sai số bình phương (Sum of square errors)

Kết quả tổng bình phương sai số (SSE) ở năm nồng độ của TCL đối với động học biểu kiến bậc nhất đều nhỏ hơn so với động học biểu kiến bậc hai. Thêm vào đó, hệ số xác định (R^2) trung

bình trong mô hình động học biểu kiến bậc nhất là $0,9974 \pm 0,0026 (x_{TB} \pm SD; n = 5)$, lớn hơn so với trong động học biểu kiến bậc hai $0,9957 \pm 0,0048 (x_{TB} \pm Sd; n = 5)$. Kết quả này có thể cho thấy rằng động học hấp phụ của TCL trên vật liệu

Fe₂O₃/rGO tuân theo mô hình động học biểu kiến bậc nhất hơn.

Quá trình hấp phụ đẳng nhiệt có khá nhiều mô hình khác nhau. Trong nghiên cứu này, chúng tôi lựa chọn hai mô hình phổ biến đã và đang được nghiên cứu là mô hình hấp phụ Langmuir (5), đặc trưng cho hấp phụ đơn lớp, và mô hình hấp phụ Freundlich (6), đặc trưng cho hấp phụ đa lớp. Các điều kiện thí nghiệm đối với phương pháp EPD là $E_{Dep} = 8\text{ V}$ và $t_{Dep} = 15\text{ phút}$. Dung dịch điện phân có thể tích 50 mL, chứa NaCl 1,0 g/L và vật liệu Fe₂O₃/rGO 50 mg/L. Kết quả được trình bày ở Bảng 4.

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{(1 + K_L C_e)} \tag{5}$$

$$q_e = K_F (C_e)^{\frac{1}{n_F}} \tag{6}$$

trong đó K_L là hằng số đẳng nhiệt Langmuir (L/mg); K_F là hằng số đẳng nhiệt Freundlich (mg/g)(L/mg)^{1/*n_F*}; q_m là dung lượng hấp phụ cực đại; n_F là số mũ của mô hình Freundlich.

Các thông số thống kê cho thấy sự khác nhau của các giá trị tổng bình phương sai số và hệ số xác định không nhiều. Từ mô hình hấp phụ Langmuir, chúng tôi xác định được dung lượng hấp phụ cực đại là 139,0 mg/g. Giá trị này là khá lớn. Tuy nhiên, kết quả có xu thế tuân theo mô hình hấp phụ Freundlich hơn với giá trị tổng bình phương sai số bé hơn và hệ số xác định cao hơn, phù hợp với [23].

Bảng 4. Các tham số và đại lượng thống kê của hai mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich

Nồng độ TCL (mg/L)	<i>C_e</i>	<i>q_e</i>	Mô hình hấp phụ Langmuir				Mô hình hấp phụ Freundlich			
			<i>q_m</i>	<i>K_L</i>	SSE	<i>R</i> ²	1/ <i>n_F</i>	<i>K_F</i>	SSE	<i>R</i> ²
5	4,412	11,76	139,0	0,0188	1,765	0,9988	0,685	4,076	1,397	0,9990
10	9,000	20,00								
20	18,24	35,30								
30	27,65	47,06								
40	37,12	57,64								
50	46,82	63,52								

4 Kết luận

Chúng tôi đã xác định được các thông số thích hợp như pH = 2, điện thế (8,0 V), thời gian điện phân (15 phút), nồng độ chất điện ly NaCl (1,0 g/L) và lượng vật liệu iron (III) oxide/graphene oxide ban đầu (50 mg/L) bằng phương pháp điện di lắng đọng nhằm loại bỏ kháng sinh TCL trong môi trường nước. Quá trình hấp phụ tuân theo động học biểu kiến bậc nhất và mô hình hấp phụ đẳng nhiệt đa lớp Freundlich. Mặc dù hiệu suất chưa cao (64,71%), nhưng kết quả cũng cho thấy điện di lắng đọng là một phương pháp đơn giản, chi phí thấp và thân thiện với môi trường.

Thông tin tài trợ

Nghiên cứu này được thực hiện với sự tài trợ bởi của Bộ Giáo dục và Đào tạo thông qua Đề tài Khoa học và Công nghệ cấp Bộ với mã số B2025-DHH-04.

Tài liệu tham khảo

- Aminov RJBp. History of antimicrobial drug discovery: Major classes and health impact. 2017; 133:4-19.
- Rose WE, Rybak MJPTJoHP, Therapy D. Tigecycline: first of a new class of antimicrobial agents. 2006;26(8):1099-110.

3. Gothwal R, Shashidhar TJCS, Air, Water. Antibiotic pollution in the environment: a review. 2015;43(4):479-89.
4. Zhang X-X, Zhang T, Fang HHJAm, biotechnology. Antibiotic resistance genes in water environment. 2009;82(3):397-414.
5. Du L, Liu WJAfsd. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. 2012;32(2):309-27.
6. Le-Minh N, Khan S, Drewes J, Stuetz RJWr. Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes. 2010;44(15):4295-323.
7. Yu F, Li Y, Han S, Ma JJC. Adsorptive removal of antibiotics from aqueous solution using carbon materials. 2016;153:365-85.
8. Gao Y, Li Y, Zhang L, Huang H, Hu J, Shah SM, et al. Adsorption and removal of tetracycline antibiotics from aqueous solution by graphene oxide. 2012;368(1):540-6.
9. Ghadim EE, Manouchehri F, Soleimani G, Hosseini H, Kimiagar S, Nafisi SJPO. Adsorption properties of tetracycline onto graphene oxide: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. 2013;8(11):e79254.
10. Cao M, Wang P, Ao Y, Wang C, Hou J, Qian JJJoc, et al. Visible light activated photocatalytic degradation of tetracycline by a magnetically separable composite photocatalyst: graphene oxide/magnetite/cerium-doped titania. 2016;467:129-39.
11. Hazell G, Hinojosa-Navarro M, McCoy TM, Tabor RF, Eastoe JJJoc, Science I. Responsive materials based on magnetic polyelectrolytes and graphene oxide for water clean-up. 2016;464:285-90.
12. Diba M, Fam DWH, Boccaccini AR, Shaffer MSP. Electrophoretic deposition of graphene-related materials: A review of the fundamentals. Progress in Materials Science. 2016;82:83-117.
13. Fritz PA, Lange SC, Giesbers M, Zuilhof H, Boom RM, Schroën CGPH. Simultaneous Silicon Oxide Growth and Electrophoretic Deposition of Graphene Oxide. Langmuir. 2019;35(10):3717-23.
14. Ma H, Yu L, Yang L, Yao Y, Shen G, Wang Y, et al. Graphene oxide composites for dye removal in textile, printing and dyeing wastewaters: a review. Environmental Chemistry Letters. 2025;23(1):165-93.
15. Kamil AM, Kumar AC, Maria HJ, Thomas S. Review: adsorption of dyes from wastewater by graphene oxide and its composites. Journal of Materials Science. 2025;60(23):9397-446.
16. Marcano DC, Kosynkin DV, Berlin JM, Sinitskii A, Sun Z, Slesarev A, et al. Improved Synthesis of Graphene Oxide. ACS Nano. 2010;4(8):4806-14.
17. Zhu Y, Cheng S, Zhou W, Jia J, Yang L, Yao M, et al. Construction and Performance Characterization of α -Fe₂O₃/rGO Composite for Long-Cycling-Life Supercapacitor Anode. ACS Sustainable Chemistry & Engineering. 2017;5(6):5067-74.
18. Paredes JI, Villar-Rodil S, Martínez-Alonso A, Tascón JMD. Graphene Oxide Dispersions in Organic Solvents. Langmuir. 2008;24(19):10560-4.
19. Thi BP, Bach PG, Thanh BX, Thao TT. Simultaneous determination of tetracycline and chlortetracycline in pharmaceutical dosage form by uv/vis spectrophotometry using multivariate regression. Tạp chí phân tích Hóa, Lý và Sinh học. 2021;26(3B):275-9.
20. Ho N, Men B, Thien N, Tien H, My V, Do T, et al. Adsorptive removal of tetracycline antibiotic by biochars originated in pine leaves (*P. kesiya*) and rice husk. Vietnam Journal of Catalysis and Adsorption. 2024;13:67-72.
21. Vu Ho XA, Dao MU, Le TH, Chuong Nguyen TH, Nguyen Dinh MT, Nguyen QM, et al. Development of Electro-Reduced AgNPs/MnO₂/rGO Composite toward a Robust Sensor for the Simultaneous Determination of Piroxicam and Ofloxacin. Industrial & Engineering Chemistry Research. 2023;62(11):4778-91.
22. Thế P, Hân H, Toán V, Duy N, Vân H. Đánh giá khả năng xử lý chất kháng sinh Tetracycline trong nước bằng than hoạt tính điều chế từ bã cà phê. Tạp chí môi trường. 2025;3:78-84.
23. Diệp LTH. Nghiên cứu khả năng hấp thụ kháng sinh Tetracycline bằng than sinh học có nguồn gốc từ vỏ dừa hấu trong xử lý nước thải. Tài nguyên và Môi trường. 9/2022:28-30.
24. Besra L, Liu M. A review on fundamentals and applications of electrophoretic deposition (EPD). Progress in Materials Science. 2007;52(1):1-61.