

Revalorización de los residuos de café en la eliminación de ácido carmínico

Nancy Elizabeth Dávila Guzmán,^A Felipe de Jesús Cerino Córdova,^A
Víctor Manuel Ovando Medina,^B Andrés Iván Pérez Briones,^A
María de la Luz Díaz de León Garza^A

^AUniversidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas,
Departamento de Ingeniería Química

^BUniversidad Autónoma de San Luis Potosí, Coordinación Académica Región
Altiplano, Departamento de Ingeniería Química
felipejccuanl@yahoo.com.mx

RESUMEN

La revalorización de residuos de café es realizada a través de la obtención de carbón activado y su posterior uso en la remoción de ácido carmínico. El carbón activado obtenido presentó una capacidad máxima de adsorción de 148 mg/g. Se evaluó el efecto del pH y la fuerza iónica sobre la capacidad de adsorción. El mecanismo de adsorción es propuesto como un mecanismo fisicoquímico de interacciones dispersivas del tipo $\pi-\pi^$ y electrostáticas. La cinética de adsorción de ácido carmínico fue representada satisfactoriamente por el modelo de transferencia de masa externa, sugiriendo ser el paso de velocidad limitante.*

PALABRAS CLAVE

Adsorción, biomasa, café, colorante, transferencia de masa.

ABSTRACT

In this work, an agroindustrial waste is revalorized by producing activated carbon and their posterior use in the removal of carminic acid. The obtained activated carbon showed a maximum adsorption capacity of 148 mg/g. The effect on the adsorption capacity of the ionic strength and pH was evaluated. The adsorption mechanism is proposed as a physicochemical mechanism of electrostatic interactions and $\pi-\pi^$ dispersive interactions. The kinetics of carminic acid was represented satisfactory by the external mass transfer model, suggesting that this is the rate-limiting step.*

KEYWORDS

Adsorption, biomass, coffee, dye, mass transfer.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas a nivel mundial es la contaminación de los cuerpos de agua por los efluentes industriales. Los colorantes son uno de los principales contaminantes emitidos por diversas industrias como la textil, la alimenticia, la farmacéutica, entre otras. Esto representa un serio problema, por los daños ocasionados a las tierras de cultivo, la actividad acuícola y a la salud humana. Debido a los daños a la salud humana se ha implementado el uso

de colorantes naturales, siendo el ácido carmínico uno de los más usados. No obstante, la compleja estructura de los colorantes dificulta la biodegradación de los mismos, incluso algunos intermediarios de la degradación son más tóxicos que el propio colorante, además la coloración generada aún a bajas concentraciones, conduce a una disminución en la penetración de la radiación solar, lo que afecta los procesos de fotosíntesis y bioquímicos que se llevan a cabo en los mantos acuíferos, conduciendo por lo general, al deceso de la biota marina.^{1,2}

Para eliminar los colorantes de los cuerpos de aguas se han desarrollado diversos procesos como son la adsorción, coagulación-floculación, intercambio iónico, ozonación, biodegradación y electrodegradación, entre otros. Algunos de estos procesos son costosos y generan una gran cantidad de residuos. No obstante, los procesos de adsorción han sido de gran interés debido a su fácil operación, factibilidad de regeneración del adsorbente, bajo costo y altos rendimientos.^{3,4}

El proceso de adsorción está englobado dentro de los procesos de transferencia de masa. La adsorción consiste en la acumulación de un sustrato sobre un material adsorbente. Estos procesos se ven afectados por diversos factores como son la temperatura, el pH, la naturaleza del material adsorbente y del adsorbato.⁴ A pesar de la eficiencia de los procesos de adsorción, pocos estudios se han realizado sobre la adsorción del ácido carmínico presente en efluentes acuosos. Atun *et al.* adsorbieron ácido carmínico sobre partículas de vidrio a pH 4 y una temperatura de 20 °C, obteniendo bajas capacidades de adsorción (4.03 mg/g);⁵ Cabrera *et al.* reportaron una capacidad máxima de adsorción de 61 mg/g en una resina de intercambio aniónico (Amberlita IRA-96) a pH 6 y 25°C.⁶

Por otra parte, la adsorción de colorantes usando residuos agroindustriales como material adsorbente ha sido ampliamente estudiada debido a la necesidad de incrementar la sustentabilidad en los procesos de adsorción. Kyzas *et al.* usaron residuos de café como bioadsorbente para remover el colorante azul ramazol obteniendo una capacidad máxima de adsorción de 179 mg/g a pH 2.⁷ Fiorentin *et al.*, adsorbieron colorante azul reactivo 5G sobre bagazo de naranja deshidratado logrando una capacidad máxima de adsorción de 46.87 mg/g a pH 2.⁸ Safa *et al.*, obtuvieron capacidades de adsorción de 57.88 mg/g y 36.14 mg/g de rojo directo 31 y naranja directo 26, respectivamente, mediante cáscara de arroz.⁹

Asimismo, se ha evaluado el desempeño de carbones activados (CA) obtenidos a partir de residuos agroindustriales para la remoción de contaminantes presentes en soluciones acuosas. Georgin *et al.*, obtuvieron CA a partir de la cascara de maní vía pirólisis convencional y mediante microondas, obteniendo materiales con áreas superficiales específicas de 370.1 y 395.8 m²/g, respectivamente.¹⁰ Este último CA fue empleado para adsorber el colorante rojo reactivo 141, logrando una capacidad máxima de adsorción de 284.5 mg/g a pH 2.5. Peláez *et al.*, obtuvieron CA a partir de tallos de brócoli por un proceso de activación química con H₃PO₄ (85.5% V/V) logrando un área superficial específica de 1177 m²/g.¹¹ Además, estudiaron la adsorción del colorante carmín índigo, reportando una capacidad máxima de adsorción de 312.5 mg/g a pH 5.3. Díaz *et al.*, utilizaron residuos de café como precursor de CA para la adsorción de fenol.¹² El material se obtuvo por activación física a 600 °C, alcanzando un área específica de 1280 m²/g. Por otra parte, los investigadores reportaron una capacidad máxima de

adsorción de fenol de 137.91 mg/g a pH 7.

Dentro de los residuos agroindustriales con mayor potencial para su uso como precursor de carbón activado se encuentra el café, ya que es uno de los principales productos consumidos en el mercado mundial, por lo que la generación de residuos de este producto supera los 4 millones de toneladas anuales. Actualmente, a nivel mundial se está priorizando el desarrollo sustentable, por ello, es necesario desarrollar técnicas para la revalorización de estos residuos. El objetivo del presente trabajo es el evaluar el potencial de los residuos de café como precursor de carbón activado para la remoción del colorante natural ácido carmínico a través del estudio de equilibrio y cinético del proceso de adsorción.

MATERIALES Y MÉTODOS

Todos los reactivos empleados en este estudio ($C_{22}H_{20}O_{13}$, $ZnCl_2$, $C_6H_8O_7$, Na_2CO_3 , $NaHCO_3$, $NaOH$, HCl , HNO_3 , H_2SO_4) fueron de grado analítico, de alta pureza suministrados por las empresas Jalmek y Sigma-Aldrich. Todas las disoluciones se prepararon usando agua bidestilada.

Los residuos de café (RC) colectados de filtros de cafetera fueron lavados con agua desionizada repetidas veces para remover impurezas. En seguida, fueron secados en una estufa por 24 h a 60 °C y almacenados para su posterior aplicación. La carbonización de los residuos de café fue llevada a cabo siguiendo la metodología empleada por Díaz *et al.*, que consiste en la impregnación de los RC con $ZnCl_2$ a una relación 1.5 g $ZnCl_2$ /g RC, temperatura cercana al punto de ebullición durante 6 h.¹² La masa resultante fue secada a 80°C por 24 h, posteriormente 120 g de dicha masa ya seca fue carbonizada a una razón de 6 °C/min en un horno rotatorio horizontal eléctrico hasta alcanzar la temperatura de activación (600 °C) por un tiempo de 40 min, bajo un flujo de nitrógeno de 2 mL/min. El CA obtenido a partir de los residuos de café (CA-RC) fue lavado con HCl 0.1 N para remover el $ZnCl_2$ residual. Posteriormente, el CA-RC fue filtrado y lavado con agua desionizada hasta obtener pH neutro en el agua de lavado. Finalmente se filtró y se secó a 60 °C por 12 h para su posterior almacenamiento.

Con el fin de obtener las propiedades texturales del CA-RC se determinó el área superficial (método BET), el diámetro y volumen promedio de poros (método BJH), mediante fisiorción de nitrógeno a 77 K en un analizador Micromeritis/ASAP 2020. El punto de carga cero (PCC) fue determinado mediante el método de titulaciones potenciométricas,¹³ en donde se prepararon 9 soluciones con diferentes volúmenes de NaOH o HCl 0.1 N con fuerza iónica de NaCl 0.1 N, las cuales se pusieron en contacto con 0.1 g de CA-RC en tubos cónicos de 50 mL durante 7 días a 25 °C y 200 rpm. Una vez alcanzado el equilibrio, se midió el pH de las soluciones para la determinación del PCC. Se realizó el mismo procedimiento sin CA-RC (blancos) a las mismas condiciones y de manera simultánea.

Para determinar el carácter ácido y básico del CA-RC se empleó el método de titulaciones de Boehm, el cual utiliza bases fuertes como NaOH para neutralizar los grupos fenólicos, lactónicos y carboxílicos, Na_2CO_3 para neutralizar los grupos fenólicos y carboxílicos y $NaHCO_3$ para neutralizar los grupos fenólicos.¹⁴ Estas pruebas se realizaron poniendo en contacto una masa de 0.100 g de CA-RC (tamaño de partícula de 1 mm) con 25 mL de la solución titulante con

concentración de 0.1 N (NaOH, NaHCO₃, Na₂CO₃ y HCl) en tubos Falcon de 50 mL, los cuales fueron agitados a 200 rpm a 25°C por 7 días. Posteriormente una alícuota de 10 mL del líquido sobrenadante fue titulada con HCl 0.1 N o NaOH 0.1 N usando fenolftaleína como indicador.

Por otra parte, el desempeño del CA-RC en la remoción de ácido carmínico fue evaluado a través de las isotermas de adsorción, las cuales consistieron en poner en contacto una cantidad conocida de CA-RC con una solución de ácido carmínico (a diferentes concentraciones iniciales), a temperatura ambiente, agitación de 280 min⁻¹ y pH 3. Una vez alcanzado el equilibrio, se tomó una muestra y se analizó la concentración de ácido carmínico (RN4) para determinar la capacidad de adsorción.

Para determinar el efecto del pH en la capacidad de adsorción, se puso en contacto 0.5 g de CA-RC con 0.5 L de una solución de RN4 a una concentración inicial de 100 mg/L y una fuerza iónica de 0.01 M NaCl, a temperatura ambiente y agitación orbital constante. Los valores de pH estudiados fueron 2, 3, 4 y 5, los cuáles fueron mantenidos constantes durante todo el experimento mediante la adición de alícuotas de HNO₃ o NaOH 0.1 N. Se tomaron muestras a diferentes tiempos para su posterior análisis de concentración de RN4.

Por otra parte, el efecto de la fuerza iónica sobre la capacidad de adsorción fue evaluado siguiendo un procedimiento similar al mencionado anteriormente, manteniendo el pH constante en 3, concentración inicial de RN4 de 100 mg/L, una relación de masa de CA-RC y volumen de solución de colorante de 0.5 g/L y fuerzas iónicas de 0.01, 0.05 y 0.1 M NaCl.

En todos los experimentos de adsorción, la concentración de RN4 fue determinada en un espectrofotómetro UV-Visible marca HACH modelo DR 2010 a una longitud de onda de 490 nm y pH 3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El carbón activado obtenido de la pirólisis de los residuos de café fue caracterizado para determinar las propiedades texturales mediante fisisorción

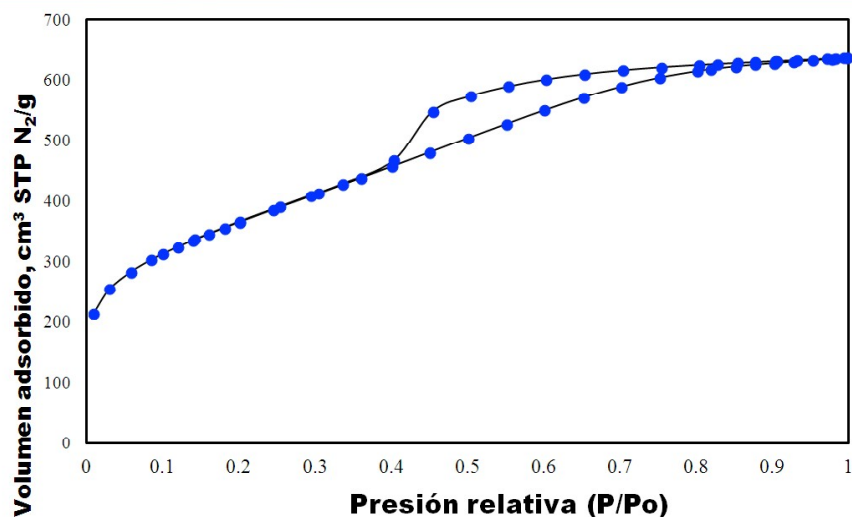


Fig. 1. Isoterma de adsorción-desorción de N₂ a 77 K en CA-RC.

de nitrógeno (figura 1). El área superficial específica del CA-RC (1280 m²/g) fue mayor al valor reportado para algunos CAs obtenidos de otros precursores similares a los residuos de café.^{10,11,15} Este resultado puede deberse a las condiciones de activación utilizadas en este trabajo, en donde un exceso de agente activante fue empleado, lo que puede favorecer el desarrollo de una mayor área superficial. Por otra parte, el diámetro promedio de poro obtenido para el CA-RC (3.3 nm) indica un sólido con estructura mesoporosa, mientras que el volumen total de poro del CA-RC (0.77 cm³/g) fue 75% superior al reportado para carbón activado obtenido de la pirólisis de la cáscara de coco. Un mayor volumen total de poro es un indicativo de una mayor porosidad, lo que puede favorecer el proceso de adsorción al tener mayor disponibilidad de los sitios activos que pueda presentar el material adsorbente.

En la determinación del PCC se obtuvo un valor de pH de 3.9, lo que indica que a pH mayores de 3.9 la superficie del CA-RC se encuentra con una carga mayoritariamente negativa lo que favorecería la adsorción de compuestos catiónicos (figura 2). Estos resultados son congruentes con los obtenidos de la determinación de los sitios ácidos y básicos ya que el CA-RC presenta una mayor concentración de sitios ácidos (1.75 meq/g de grupos fenólicos, 0.75 meq/g de

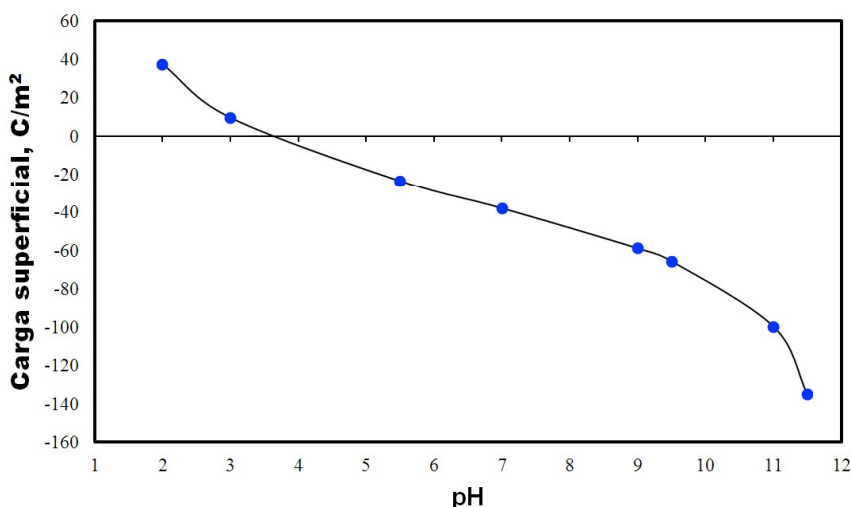


Fig. 2. Distribución de carga superficial para el CA-RC.

grupos lactónicos y 0.5 meq/g de grupos carboxílicos) en comparación a su concentración de sitios básicos totales (0.75 meq/g).

En las pruebas de adsorción en el equilibrio, se realizaron las isotermas de adsorción de RN4 en CA-RC a pH 3, fuerza iónica de 0.01 M NaCl y 25°C. El modelo de Langmuir, uno de los modelos más reportados en la literatura para predecir remoción de colorantes sobre materiales carbonosos, fue utilizado para describir los datos experimentales. Este modelo relaciona la capacidad de adsorción en el equilibrio con la concentración del adsorbato en el equilibrio, mediante la siguiente ecuación:

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

dónde q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg/g, C_e es la

concentración en el equilibrio en mg/L, q_m es la máxima capacidad de adsorción en mg/g y KL es la constante de equilibrio de adsorción en L/mg.

Los parámetros de la isoterma de adsorción se estimaron utilizando mínimos cuadrados basados en el algoritmo de optimización de Rosenbrock-Newton y empleando la función ob $R = \sum (q_{exp} - q_{cal})^2 = \text{mínimo}$

(2)

Por otro lado, el porcentaje de error fue obtenido mediante la siguiente ecuación:

$$\%Error = \frac{1}{N} \sum \left| \frac{q_{exp} - q_{cal}}{q_{exp}} \right| \times 100\%$$

(3)

A partir de la figura 3, se puede observar que el modelo de Langmuir ajusta satisfactoriamente los datos experimentales (2.97% de error), obteniendo una capacidad máxima de adsorción de 148 mg/g, siendo 2.6 y 37 veces mayor al valor

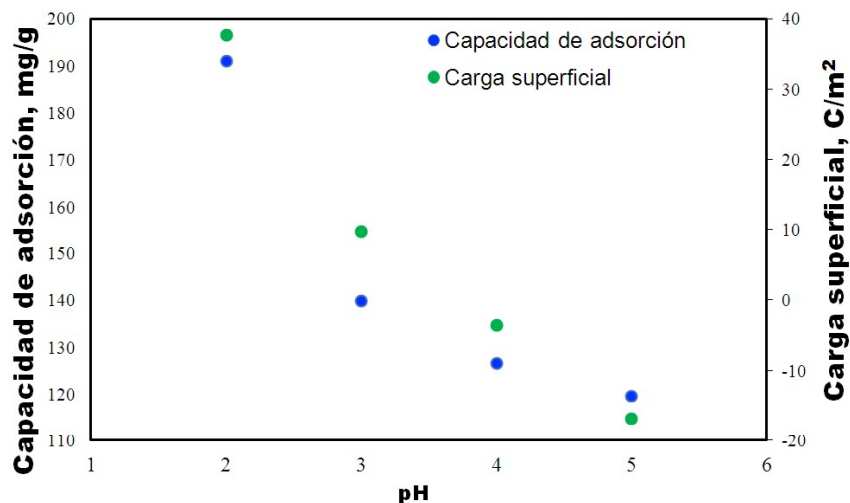


Fig. 3. Isotherma de adsorción de RN4 en CA-RC (pH 3, 0.01 M NaCl y 25 °C). La línea continua representa el modelo de Langmuir.

reportado para resinas de intercambio aniónico y vidrio, respectivamente.

Con la finalidad de comprender el mecanismo fisicoquímico que gobierna el proceso de adsorción de RN4 en CA-RC, se evaluó el efecto del pH y de la fuerza iónica en la capacidad de adsorción. En la figura 3 se observa como la capacidad de adsorción del RN4 disminuye conforme aumenta el pH de la solución, esto se puede atribuir a que la carga superficial del material incrementa su carácter negativo conforme aumenta el pH, por otra parte, el RN4 tiende a disociarse conforme se eleva el pH. Además, al correlacionar la capacidad de adsorción y la carga superficial con el pH de la solución es posible observar un cambio de pendiente entre los valores de pH de 2 y 3, lo cual se atribuye a la primera disociación de los grupos funcionales presentes en el CA-RC, correspondientes a los grupos carboxílicos y por otra parte con el incremento de la especie disociada del RN4 (H_3AC^-), lo cual propiciaría la presencia de interacciones electrostáticas repulsivas entre el adsorbato y el adsorbente.

Estos resultados nos indican que un posible mecanismo son las interacciones electrostáticas. No obstante, un mecanismo intrínseco a la remoción de compuestos orgánicos aromáticos sobre materiales carbonosos son las

interacciones $\pi-\pi^*$, en este sentido, está bien documentado¹⁶ que los grupos carboxílicos son desactivantes de la nube electrónica de las capas grafénicas, con la idea de evidenciar la importancia de dichas interacciones se procedió a realizar experimentos a distintas fuerzas iónicas, ya que el aumento de iones en la solución puede favorecer o inhibir dichas interacciones¹⁷⁻¹⁹

En la figura 4 se muestra el efecto de la fuerza iónica sobre la capacidad de adsorción de RN4 en CA-RC. Como se puede observar, la capacidad de adsorción más elevada se obtuvo a una concentración de 0.05 M NaCl, este incremento se asoció a la interacción de los iones Na^+ con los grupos carboxílicos activos, evitando por tanto la desactivación de la nube electrónica^{16,20} y favoreciendo las

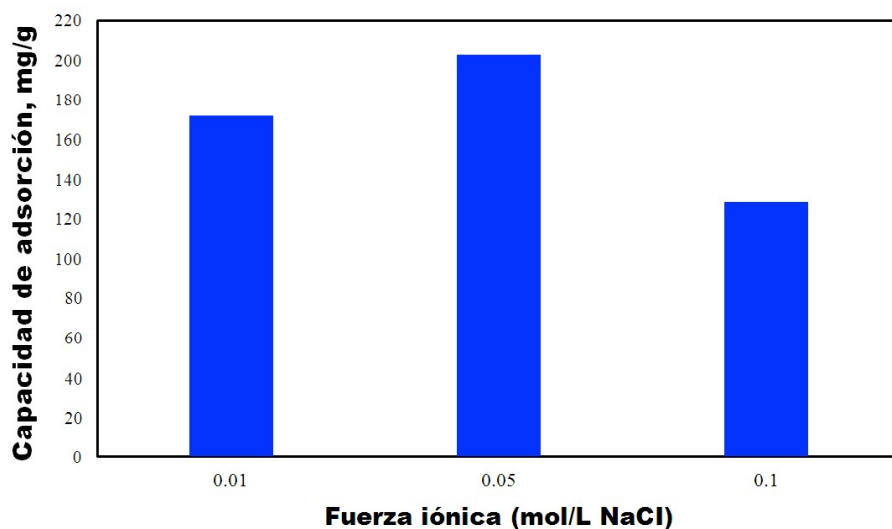


Fig. 4. Efecto del pH en la capacidad de adsorción de RN4 en CA-RC.

interacciones $\pi-\pi$ entre la superficie del CA-RC y el RN4.

Sin embargo, al incrementar la fuerza iónica de 0.05 a 0.10 M NaCl la capacidad de adsorción disminuyó, por el posible exceso de cationes en el medio, ya que además de interactuar con los grupos carboxílicos, pueden propiciar la formación de enlaces π -catión sobre la superficie del CA-RC disminuyendo los enlaces $\pi-\pi^*$ entre el CA-RC y el RN4, este efecto es conocido como apantallamiento.²¹ Estos resultados corroboraron que el principal mecanismo de adsorción de RN4 sobre CA-RC son las interacciones superficiales del tipo $\pi-\pi$ y en un segundo término las interacciones electrostáticas.

El estudio de la velocidad de adsorción de un soluto en soluciones acuosas sobre partículas sólidas es importante para las posibles aplicaciones industriales del material adsorbente. La velocidad global de adsorción de un soluto o adsorbato desde la solución hasta los sitios activos de un adsorbente poroso puede estar gobernada por uno o más de los siguientes mecanismos de transferencia de masa: resistencia a la transferencia de masa externa, difusión intraparticular, difusión superficial, adsorción; dependiendo de la estructura y características del adsorbente y naturaleza del adsorbato. Por ello, se realizó un estudio cinético de la adsorción del RN4 sobre el CA-RC, con la finalidad de elucidar el mecanismo de transporte que gobierna dicho proceso.

Dadas las características texturales del CA-RC y morfológicas del RN4 es

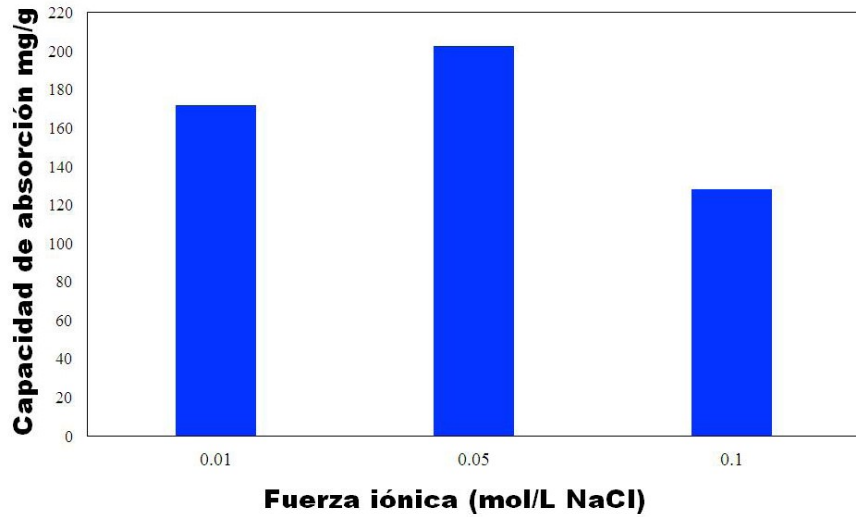


Fig. 5. Efecto de la fuerza iónica en la capacidad de adsorción de RN4 en CA-RC.

posible considerar que el proceso de adsorción está ocurriendo por un mecanismo de transporte de masa externo. El modelo de transporte externo de masa (MTE) se desarrolló considerando que la difusión intraparticular es mucho más rápida en comparación al transporte externo de masa, debido a esto no existe un gradiente de concentración dentro de la partícula del adsorbente. El modelo es representado por las siguientes ecuaciones:

$$V \frac{dC_A}{dt} = -mSk_L(C_A - C_{Ar}) \quad (4)$$

$$\frac{m\varepsilon_p}{\rho_p} \frac{dC_A}{dt} + \frac{dq}{dt} = -mSk_L(C_A - C_{Ar}) \quad (5)$$

donde C_A es la concentración de RN4 en mg/L, C_{Ar} es la concentración de RN4 en la superficie externa de la partícula a $r=R$ en mg/L, k_L es el coeficiente de transporte externo de masa en fase líquida en cm/h, m es la masa del adsorbente en g, S es el área externa por unidad de masa de adsorbente en cm^2/g , V es el volumen de la solución en cm^3 , ε_p es la fracción hueca del adsorbente, ρ_p es la densidad de la partícula adsorbente en g/L.

La Ec (4) indica que la velocidad de decaimiento de la concentración del sustrato en la solución es igual al transporte de masa del adsorbato desde el seno de la solución hasta la superficie externa de la partícula del adsorbente. Los términos de la Ec. (5) de izquierda a derecha representan: la acumulación del RN4 en los poros del CA-RC, la masa del RN4 adsorbida por el CA-RC y la velocidad de transporte externo de masa. El sistema de ecuaciones se resuelve usando la siguiente condición inicial a $t = 0$, $C = C_0$ y $C_{Ar} = 0$; y ya que no existe un gradiente de concentración dentro de la partícula del adsorbente se puede decir que existe un equilibrio local entre la concentración del RN4 en la solución dentro del poro y la masa adsorbida sobre la superficie del poro, pudiéndose representar esto por la isoterma de adsorción de la siguiente manera:

$$q = f(C_{Ar}) \quad (6)$$

$$\rho_p = \frac{\rho_s}{1 + V_p \rho_s} \quad (7)$$

$$\varepsilon_p = \frac{V_p}{V_p + \frac{1}{\rho_s}} \tag{8}$$

donde V_p es el volumen de los poros del CA-RC en cm^3/g , ρ_s es la densidad del sólido en g/cm^3 . El valor de la densidad del sólido fue tomado como $2.32 \text{ g}/\text{cm}^3$, el cual ha sido reportado para carbón activado granular.²² Por otra parte, para el cálculo del área externa de la partícula (S) se supuso una geometría esférica y se utilizó la siguiente correlación.²³

$$S = \frac{3}{r_p \rho_p} \tag{9}$$

donde r_p es el radio de la partícula en cm.

En la figura 6, se muestran las curvas de decaimiento de la concentración de RN4 durante la adsorción en RA-CR, las líneas continuas representan el ajuste mediante el MTE. Como se puede observar, el modelo de transferencia de externa representa adecuadamente los datos experimentales a las diferentes condiciones de operación. Adicionalmente, es posible observar que las cinéticas de adsorción más rápidas suceden a pH 2 y 3; mientras que al fijar el pH a 3 y variar la fuerza iónica, la cinética de adsorción más rápida ocurre cuando la fuerza iónica es 0.05 M de NaCl.

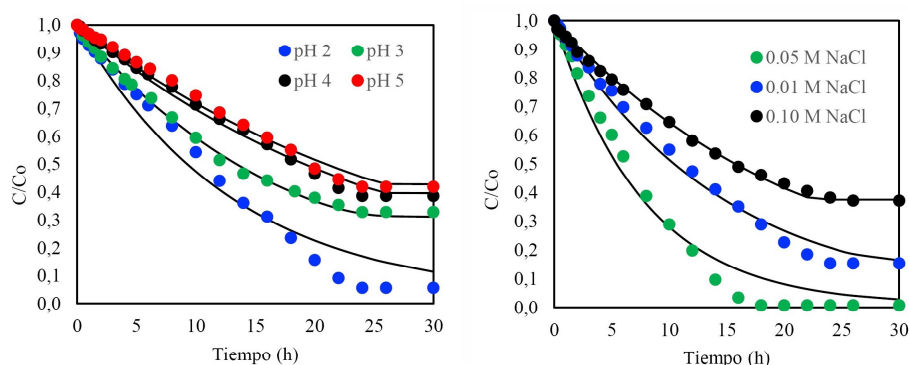


Fig. 6. a) Efecto del pH sobre la cinética de adsorción de RN4 en CA-RC. b) Efecto de la fuerza iónica sobre la cinética de adsorción de RN4 en CA-RC. Las líneas sólidas representan el ajuste con el MTE.

En la tabla I se muestran los coeficientes de transporte externo (k_L) y el porcentaje de error promedio para las cinéticas de adsorción de RN4 en CA-RC. Los valores de k_L fueron estimados mediante ajuste de mínimos cuadrados empleando el software MicroMath Scientist. El MTE presentó un porcentaje de error global de 6.35 %, lo que sugiere que el fenómeno que controla la velocidad de adsorción del RN4 sobre CA-RC. Adicionalmente, se observa que el mayor valor de k_L fue obtenido a las condiciones de pH 3 y fuerza iónica de 0.05 M de NaCl, indicando que a estas condiciones experimentales se favorece la velocidad de adsorción de RN4 sobre CA-RC.

CONCLUSIONES

La carbonización y activación de los residuos de café generó un carbón activado con estructura microporosa, alta área superficial y volumen de poro,

Tabla I. Parámetros del MTE para la adsorción de RN4 en CA-RC.

No. Exp.	pH	F.I. (M NaCl)	kL (cm h ⁻¹)	%Error
1	2	0.05	2.08	13.48
2	3	0.01	1.84	7.31
3	3	0.05	3.53	10.96
4	3	0.10	1.22	1.60
5	4	0.05	1.01	2.30
6	5	0.05	0.92	2.45

así como una naturaleza ácida con una concentración cuatro veces mayor en comparación a la cantidad de sitios básicos. Los resultados obtenidos indicaron que el desempeño del CA-RC en la remoción de ácido carmínico es dependiente del pH y de la fuerza iónica de la solución. La mayor capacidad de adsorción (148 mg/g) fue obtenida a condiciones de pH ácido y con una fuerza iónica de 0.05M de NaCl. El incremento en el pH decrece la capacidad de adsorción, debido a las repulsiones electrostáticas entre la superficie del CA-RC y el ácido carmínico. Los mecanismos fisicoquímicos que gobiernan el proceso de adsorción del RN4 sobre CA-RC son propuestos como interacciones dispersivas del tipo π - π^* e interacciones electrostáticas. A partir de los resultados obtenidos, es posible concluir que los residuos sólidos de café pueden ser revalorizados mediante su uso como precursor de carbón activado permitiendo su aplicación en el tratamiento sustentable del agua.

REFERENCIAS

1. H. Chaudhuri, S. Dash, S. Ghorai, S. Pal, A. Sarkar, SBA-16: Application for the removal of neutral, cationic, and anionic dyes from aqueous medium, *J. Environ. Chem. Eng.* 4 (2016) 157–166. doi:10.1016/j.jece.2015.11.020.
2. A. Sivakumar, B. Murugesan, A. Loganathan, P. Sivakumar, A review on decolourisation of dyes by photodegradation using various bismuth catalysts, *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 45 (2014) 2300–2306. doi:10.1016/j.jtice.2014.07.003.
3. E. Brillas, C.A. Martínez-Huitile, Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review, *Appl. Catal. B Environ.* 166–167 (2015) 603–643. doi:10.1016/j.apcatb.2014.11.016.
4. S. De Gisi, G. Lofrano, M. Grassi, M. Notarnicola, Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review, *Sustain. Mater. Technol.* 9 (2016) 10–40. doi:10.1016/j.susmat.2016.06.002.
5. G. Atun, G. Hisarli, Adsorption of carminic acid, a dye onto glass powder, *Chem. Eng. J.* 95 (2003) 241–249. doi:10.1016/S1385-8947(03)00110-4.
6. R.B. Cabrera, H.M. Fernandez-Lahore, Primary recovery of acid food colorant, *Int. J. Food Sci. Technol.* 42 (2007) 1315–1326. doi:10.1111/j.1365-2621.2006.01327.x.
7. G.Z. Kyzas, N.K. Lazaridis, A.C. Mitropoulos, Removal of dyes from aqueous

- solutions with untreated coffee residues as potential low-cost adsorbents: Equilibrium, reuse and thermodynamic approach, *Chem. Eng. J.* 189–190 (2012) 148–159. doi:10.1016/j.cej.2012.02.045.
8. L.D. Fiorentin, D.E.G. Trigueros, A.N. Módenes, F.R. Espinoza-Quiñones, N.C. Pereira, S.T.D. Barros, *et al.*, Biosorption of reactive blue 5G dye onto drying orange bagasse in batch system: Kinetic and equilibrium modeling, *Chem. Eng. J.* 163 (2010) 68–77. doi:10.1016/j.cej.2010.07.043.
 9. C.P. Kaushik, R. Tuteja, N. Kaushik, J.K. Sharma, Minimization of organic chemical load in direct dyes effluent using low cost adsorbents, *Chem. Eng. J.* 155 (2009) 234–240. doi:10.1016/j.cej.2009.07.042.
 10. J. Georgin, G.L. Dotto, M.A. Mazutti, E.L. Foletto, Preparation of activated carbon from peanut shell by conventional pyrolysis and microwave irradiation-pyrolysis to remove organic dyes from aqueous solutions, *J. Environ. Chem. Eng.* 4 (2016) 266–275. doi:10.1016/j.jece.2015.11.018.
 11. A.-A. Peláez-Cid, A.-M. Herrera-González, M. Salazar-Villanueva, A. Bautista-Hernández, Elimination of textile dyes using activated carbons prepared from vegetable residues and their characterization, *J. Environ. Manage.* 181 (2016) 269–278. doi:10.1016/j.jenvman.2016.06.026.
 12. M. Díaz de León Garza, Determinación de las condiciones óptimas para la producción de carbón activado granular a partir de residuos de café para la eliminación de fenol en solución acuosa., Universidad Autónoma de Nuevo León, 2014.
 13. Y. Yun, D. Park, J.M. Park, B. Volesky, Biosorption of Trivalent Chromium on the Brown Seaweed Biomass, *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 4353–4358. doi:10.1021/es010866k.
 14. H.P. Boehm, Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons, *Carbon N. Y.* 32 (1994) 759–769. doi:10.1016/0008-6223(94)90031-0.
 15. G. Lei, L. Wang, X. Liu, A. Zhang, Adsorption of phenylethyl alcohol onto granular activated carbon from aqueous solution: Kinetics, equilibrium, thermodynamics, and dynamic studies, *J. Chem. Eng. Data.* 61 (2016) 2499–2509. doi:10.1021/acs.jced.6b00205.
 16. P.S. Bailey, C.A. Bailey, H.J. Escalona y García, *Química orgánica : conceptos y aplicaciones*, Prentice Hall, 1998. <https://books.google.com.mx/books?id=rXvW2Y2130wC> (accessed March 9, 2017).
 17. J.A. Mattson, H.B. Mark, M.D. Malbin, W.J. Weber, J.C. Crittenden, Surface chemistry of active carbon: Specific adsorption of phenols, *J. Colloid Interface Sci.* 31 (1969) 116–130. doi:10.1016/0021-9797(69)90089-7.
 18. J.A. Hobbs, D.A. Lindner, D.D. Mazyck, Adsorption of substituted aromatic compounds by powdered activated carbon: a mechanistic approach to quantitative structure-activity relationships, (n.D.). [Http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/citations;jsessionid=570b74a8dfe7ced2ae63e2a27a8b3cfd?DOI=10.1.1.570.2490](http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/citations;jsessionid=570b74a8dfe7ced2ae63e2a27a8b3cfd?DOI=10.1.1.570.2490) (Accessed march 9, 2017).
 19. R.T. Yang, *Adsorbents : fundamentals and applications*, Wiley-Interscience, 2003.

- 20 R.M. Claramunt Vallespí, Universidad Nacional de Educación a Distancia (España), Principales compuestos químicos, UNED, 2013.
- 21 L.R. Radovic, Chemistry and physics of carbon : a series of advances. volume 27, Marcel Dekker, Inc, 2001.
- 22 R. Ocampo Pérez, Raúl, Modelado de las cinéticas de adsorción y aplicación de procesos de oxidación avanzada para la eliminación de contaminantes orgánicos en solución acuosa, (2011). <http://ninive.uaslp.mx/jspui/handle/i/3268?mode=full> (accessed March 9, 2017).
- 23 E. Worch, Adsorption technology in water treatment : fundamentals, processes, and modeling, De Gruyter, 2012. https://books.google.com.mx/books/about/Adsorption_Technology_in_Water_Treatment.html?id=xUBhp6r6zwwC&dir_esc=y (accessed March 9, 2017).

El Instituto Nacional de Astrofísica, Óptica y Electrónica,
La Universidad Nacional Autónoma de México, a través del CCADET,
El Centro de Investigaciones en Óptica, A.C.,
La Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, a través de la VIEP y
La Universidad Autónoma de Nuevo León, a través de la Facultad de Medicina
invitan al:

VIII CONGRESO NACIONAL DE TECNOLOGÍA APLICADA A CIENCIAS DE LA SALUD
"GENERACIÓN DE NUEVAS TÉCNICAS DE DIAGNÓSTICO Y TRATAMIENTO"
15-17 JUNIO, 2017

LUGAR
Auditorio Polivalente de la Facultad de Medicina, UANL
Monterrey, Nuevo León

DIRIGIDO A
Investigadores, Profesionistas y Estudiantes
Involucrados e Interesados en la Tecnología
Aplicada en Áreas de la Salud

ESTRUCTURA
Conferencias Plenarias Invitadas y Trabajos en Cartel

INVITACIÓN A PRESENTAR CARTELES
Fecha límite de recepción de propuestas: 30 de abril de 2017
Fecha de notificación de aceptación: 11 al 17 de mayo de 2017

INFORMES

INAOE
Dr. Eduardo Tepichin Rodríguez
Laboratorio de Ciencias de la Imagen y Física de la Visión
01(222) 2 66 31 00 ext. 1224
tepicin@inaoe.mx

UANL
Dr. Antonio Sánchez Uresti
Centro de Ingeniería Biomédica
antsanchez@gmail.com

CCADET
Dr. Rufino Díaz Uribe
Grupo de Sistemas Ópticos
01(55) 3 622 86 02 ext. 1117
rufino.diaz@ccadet.unam.mx

CIO
Dra. Amalia Martínez García
División de Óptica, CIO
amaliamg@cio.mx
01(477) 441 4200 ext. 241

BUAP
Dr. José Eduardo Espinosa Rosales
Director de Divulgación Científica
espinosa@ciqim.buap.mx
01(222) 29 55 00 ext. 5730