

## Síntesis y caracterización de SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub>/CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> para la adsorción de cromo(VI) en soluciones acuosas

## Synthesis and characterization of SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub>/CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> for the adsorption of chromium (VI) in aqueous solutions

María A. Urbano-Peña<sup>1</sup>, María S. Berber-Mendoza<sup>1\*</sup>, Claudia M. Martínez<sup>1</sup>, Ana L. Ruiz-Castillo<sup>2</sup>, Idania De Alba-Montero<sup>2</sup>, Ángeles Martínez-Ramírez<sup>3</sup>

(1) Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava 304, Zona Universitaria. C.P. 78210 San Luis Potosí, S.L.P., México

(2) Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Parque Chapultepec 1570, Privadas del Pedregal. C.P. 78295 San Luis Potosí, S.L.P., México

(3) Instituto de Geología. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava 5, Zona Universitaria. C.P. 78210 San Luis Potosí, S.L.P., México

\*autor correspondiente (email: [selene.berber@uaslp.mx](mailto:selene.berber@uaslp.mx))

Recibido 25/03/2026

Evaluado 07/06/2026

Aceptado 12/06/2026

<https://doi.org/10.65093/aci.v17.n2.2026.53>

### RESUMEN

En este trabajo se sintetizó un compuesto magnético de hexaferrita de estroncio (SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub>) con ferrita de cobalto (CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>), mediante la metodología del complejo polimérico (Pechini), con la finalidad de remover cromo (VI) en agua contaminada. La caracterización estructural, morfología y química se realizaron mediante difracción de rayos X (DRX) y espectroscopía electrónica de barrido (SEM); la medición de los sitios activos se realizó mediante el método de titulación de Boehm, y el punto isoeléctrico (IEP) se determinó mediante el potencial zeta. Los experimentos de adsorción se llevaron a cabo a pH 2, con concentraciones de Cr(VI) de 10 a 100 mg/L. Los resultados muestran que el tamaño de partícula del compuesto es de 251 nm y la proporción de la mezcla es 1:1, mientras que la capacidad máxima de adsorción experimental de Cr(VI) fue de 19.72 mg/g, mientras que el modelo de Langmuir predice una capacidad de adsorción teórica de 69.29 mg/g. Debido a su alta capacidad de adsorción, sus excelentes propiedades magnéticas (que facilitan su recuperación) y sus bajos costos de producción, este material constituye una opción prometedora para la eliminación del cromo (VI) del agua contaminada.

Palabras clave: hexaferrita, materiales magnéticos, compósitos, remoción

### ABSTRACT

In this work, a magnetic composite of strontium hexaferrite (SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub>) and cobalt ferrite (CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) was synthesized using the polymer complex (Pechini) method to remove chromium VI from contaminated water. The structure, morphology, and chemical characterization were determined by X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy (SEM). Active sites were measured using the Boehm titration method, and the isoelectric point (IEP) was determined using zeta potential. Adsorption experiments were carried out at pH 2 and 25 °C, with Cr (VI) concentrations ranging from 10 to 100 mg/L. The results show that the magnetic composite has a particle size of 251 nm and a mixing ratio of 1:1 between strontium hexaferrite and cobalt ferrite. The maximum adsorption capacity for chromium (VI) was 19.72 mg/g, while the Langmuir model predicts a theoretical adsorption capacity of 69.29 mg/g. Due to its high adsorption capacity, excellent magnetic properties that ease material recovery, and low production costs, this material presents a promising option for removing chromium (VI) from contaminated water.

Keywords: hexaferrite, magnetic materials, composites, removal

## INTRODUCCIÓN

Actualmente, la contaminación del agua por metales pesados es uno de los mayores problemas ambientales a nivel mundial; esto se debe a su alta toxicidad y a su fácil bioacumulación, lo que genera efectos nocivos para el medio ambiente y la salud humana. Entre los metales pesados más peligrosos se encuentran el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg), y el arsénico (As) (Huang *et al.*, 2024). Las principales fuentes de contaminación de estos elementos provienen de actividades industriales como la minería, la metalurgia, la industria textil y la del cuero, entre otras. Particularmente, el Cr puede encontrarse en el aire, agua o suelo en forma de Cr(0), Cr(III) y Cr(VI), siendo este último la forma más tóxica. Es necesario resaltar que la contaminación del agua por cromo proviene principalmente de compuestos como cromatos, dicromatos, ácido crómico, sulfato crómico y óxidos de cromo, los cuales se emplean ampliamente en la industria textil, el curtido de cueros, la industria aeronáutica, la conservación de madera, la fabricación de baterías y de agentes anticorrosivos, entre otros. El Cr (VI) es 100 veces más tóxico que el Cr (III), es por eso que la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) lo ha catalogado como agente cancerígeno (grupo 1). Dentro de los daños a la salud humana reportados se encuentran: cáncer de pulmón, nariz y senos paranasales, daño hepático y dermatitis (Sharma *al.*, 2022). En México, la NOM-127-SSA1-2021 establece que el límite máximo permisible de cromo en el agua potable es de 0.05 mg/L.

Actualmente, existen diversos métodos para la remoción de Cr (VI) tales como: precipitación química, intercambio iónico, electroquímica, filtración, ósmosis inversa, catálisis y adsorción (Urbano-Peña *et al.*, 2024; Wan *et al.*, 2024). Entre las metodologías mencionadas, la adsorción destaca por su alta eficiencia de remoción. Asimismo, entre los materiales adsorbentes convencionales destacan los carbones, las zeolitas, las arcillas y la sílice, debido a su alta capacidad de adsorción y bajos costos de producción (Flores-Rojas *et al.*, 2025; Segovia-Sandoval *et al.*, 2018; Velarde *et al.*, 2023); sin embargo, estos materiales presentan limitaciones en su recuperación, lo que dificulta su reutilización. Debido a esto, en los últimos años se han desarrollado nuevos materiales adsorbentes entre los que destacan los materiales magnéticos basados en óxidos de hierro (Niculescu *et al.*, 2024), que han emergido como una alternativa eficiente por su fácil separación mediante campos magnéticos externos; no obstante, estos materiales presentan algunas desventajas, como la alta corrosividad y la baja estabilidad química.

Las hexaferritas de tipo M son uno de los materiales magnéticos más utilizados como imanes permanentes debido a sus bajos costos de fabricación, su alta anisotropía magnética y sus excelentes propiedades químicas (alta resistencia a la corrosión, baja conductividad eléctrica y estabilidad química) (Pullar, 2012). Actualmente, se investiga su potencial en procesos de remediación ambiental, como la fotocatalisis y la adsorción (El-Masry & Ramadan, 2024; Jasim *et al.*, 2022; Kaur *et al.*, 2019; Urbano-Peña *et al.*, 2024). Por otro lado, para mejorar su potencial de adsorción, diversas modificaciones tales como sustituciones parciales en su estructura química y/o la formación de compósitos han sido evaluadas (Prakash & Verma, 2024; Yi *et al.*, 2020).

En este trabajo se sintetizó un compósito de hexaferrita de estroncio y ferrita de cobalto para la adsorción de cromo (VI). Dado su alta estabilidad química, bajos costos de producción y fácil recuperación, este material es una alternativa eficiente para su uso como adsorbente.

## METODOLOGÍA

### *Síntesis del Material*

El SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub> (SFO) se sintetizó mediante el método del complejo polimérico (Pechini, 1967). Las muestras se prepararon utilizando Sr(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (Sigma Aldrich, 99.0%), Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O (Sigma Aldrich, 99.0%), ácido cítrico C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub> (Fermont, 95,0 %) y etilenglicol C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>O<sub>2</sub> (Jalmek, 98,0 %) como materiales precursores. El material se preparó disolviendo en agua desionizada, cantidades estequiométricas de nitratos metálicos y de ácido cítrico en una relación molar de 1:4, respectivamente. La disolución se mantuvo bajo agitación magnética a temperatura ambiente hasta obtener una solución homogénea. Tras la completa disolución de los precursores, se añadió etilenglicol en una relación molar de 4:1 respecto al ácido cítrico. La mezcla se mantuvo en agitación constante durante 20 min. Posteriormente, la temperatura se incrementó hasta alcanzar 90 °C para favorecer la formación

de la resina polimérica. La resina obtenida se precalcinó a 380 °C durante 30 min para eliminar los compuestos orgánicos. Finalmente, el polvo precursor se molió y se calcinó a 1000 °C durante 1 h.

### Composito SFO/CoFeO

El compósito de SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub> (SFO) y CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> (CoFeO) se sintetizó mediante el método del complejo polimérico (Pechini, 1967). La relación en masa del compósito SFO:CoFeO fue de 1:1. El material se preparó utilizando Co(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (Sigma-Aldrich, 99,0%), Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O (Sigma-Aldrich, 99,0%), ácido cítrico C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub> (Fermont, 95,0 %) y etilenglicol C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>O<sub>2</sub> (Jalmek, 98,0 %).

La síntesis se llevó a cabo disolviendo en agua desionizada cantidades estequiométricas de nitratos metálicos y de ácido cítrico en una relación molar de 1:4, respectivamente. Posteriormente, se añadió etilenglicol en una relación molar de 4:1 respecto al ácido cítrico. Tras la disolución completa de los precursores, se añadió 1 g de polvo de SFO previamente sintetizado. La mezcla se mantuvo en agitación constante durante 20 min. A continuación, la temperatura se incrementó a 90 °C para favorecer la formación de la resina polimérica. La resina obtenida se precalcinó a 380 °C durante 30 min para eliminar los compuestos orgánicos. El producto final se molió y se calcinó a 800 °C durante 1 h.

### Caracterización del material

#### Caracterización estructural y morfológica

La caracterización estructural de las muestras se realizó mediante difracción de rayos X (DRX) utilizando un difractómetro Bruker D2-Phase y radiación Cu K $\alpha$ . La longitud de onda de la radiación fue de 1,54056 Å y el rango de exploración (2 $\theta$ ) de 20° a 80° con un tamaño de paso de 0,02°. Los parámetros de la red, la densidad y el porcentaje en peso de las fases presentes en las muestras, se determinaron mediante el método de refinamiento de Rietveld utilizando el programa Materials Analysis by Diffraction (MAUD). La morfología de las muestras se observó mediante el microscopio electrónico de barrido SEM (JSM-IT300).

#### Determinación de sitios activos

Los sitios activos se determinaron mediante el método de Boehm. Las muestras se prepararon colocando 0.1 g de SFO/CoFeO en tubos cónicos de 50 ml y 40 ml de soluciones de HCl o de NaOH a 0.1 N. Posteriormente, los tubos se sumergieron parcialmente en un baño de acrílico con recirculador para mantener una temperatura constante de 25 °C durante 5 días. Durante este periodo, los tubos fueron agitados 2 veces al día durante 20 min. Finalmente, se tomó una alícuota de 20 ml; el tubo con la solución de HCl fue titulado con NaOH, mientras que el tubo con la solución de NaOH fue titulado con HCl (Boehm, 1966).

Las concentraciones de los sitios activos fueron determinadas de acuerdo con la ecuación siguiente (Segovia-Sandoval *et al.*, 2018):

$$C_{SA} = \frac{(C_i - C_f)V}{m} * 1000 \quad (1)$$

Donde C<sub>SA</sub> es la concentración de sitios activos (meq/g), C<sub>i</sub> es la concentración inicial de la solución neutralizante (eq/L), C<sub>f</sub> es la concentración final de la solución neutralizante (eq/L), m es la masa del material (g) y V es el volumen inicial de la solución neutralizante (L).

#### Punto isoeléctrico (IEP)

El punto isoeléctrico indica el pH en el que la superficie del material adsorbente presenta una carga neta igual a cero. Para determinar el IEP, se colocaron 0.05 g de SFO/CoFeO en tubos cónicos de 50 ml, a los cuales se agregaron 20 ml de NaCl 0.01 N y se ajustó el pH de todos los tubos hasta obtener una escala de pH de 1 a 10.

Posteriormente, los tubos se mantuvieron en un baño de agua y se ajustó el pH hasta que no se observaron cambios. Finalmente, los tubos se sonicaron durante 10 minutos, y se procedió a tomar una alícuota para medir la potencial zeta en un Zetasizer Nano ZS Malvern Panalytical. Los resultados obtenidos se graficaron para elaborar el IEP (Wang *et al.*, 2013).

#### Experimentos de adsorción

Para las pruebas de adsorción de Cr (VI), se utilizó  $K_2Cr_2O_7$  (Sigma aldrich, 99%) para preparar una solución patrón de 500 mg/L. Posteriormente, utilizando la solución patrón, se prepararon soluciones con concentraciones de 10, 25, 50 y 100 mg/L de Cr(VI). Las muestras se prepararon colocando 50 ml de cada solución de Cr(VI) en tubos cónicos, adicionando 0.01 g del compuesto SFO/CoFeO a cada uno y ajustando el pH a 2 con  $HNO_3$ . Posteriormente, las muestras se sumergieron durante 5 días en un baño de agua a 25 °C hasta alcanzar el equilibrio. Bajo estas condiciones, los tubos se agitaron 2 veces al día y el pH se mantuvo ajustado a 2 con  $HNO_3$ . Los experimentos se realizaron por triplicado.

La concentración de Cr(VI) se determinó mediante espectrofotometría UV-Vis, empleando el método colorimétrico de la 1,5-difenilcarbazida, que consiste en la formación de un complejo de color rojo-violeta entre el cromo (VI) y la difenilcarbazida en un medio ácido. Las mediciones se realizaron en un espectrofotómetro UV-Vis Genesis 10S (Thermo Scientific) a una longitud de onda de 540 nm. La curva de calibración se realizó en un intervalo de 20-1000 mg/L, obteniéndose la ecuación  $y = 0.0435x + 0.0119$ , con un coeficiente de correlación  $R^2 = 0.9997$ .

La capacidad de adsorción se calculó de acuerdo con la siguiente ecuación (Segovia-Sandoval *et al.*, 2018):

$$q = \frac{(C_i - C_f)V}{m} \quad (2)$$

Donde  $q$  es la masa adsorbida de cromo (VI) en el equilibrio (mg/g),  $V$  es el volumen de la solución (L),  $C_i$  es la concentración inicial de la solución (mg/L),  $C_f$  es la concentración final de la solución (mg/L) y  $m$  es la masa del adsorbente (g).

#### Experimentos de cinética de adsorción

Para las cinéticas de adsorción de Cr (VI) se utilizó  $K_2Cr_2O_7$  (Sigma aldrich, 99%) para preparar una solución patrón de 500 mg/L, a partir de la cual se preparó una solución de Cr(VI) 100 mg/L en 120 mL. La solución se ajustó a un pH de 2 utilizando una solución de  $H_2SO_4$  5 N. Esta solución se mantuvo en agitación constante y se procedió a tomar alícuotas de 1 mL a los 0, 60, 270, 390, 570 y 1440 min. Finalmente, la concentración de Cr(VI) se determinó mediante espectrofotometría UV-Vis empleando el método colorimétrico de la 1,5-difenilcarbazida antes mencionado.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Caracterización estructural y morfológica*

La Figura 1 muestra los patrones de XRD de la muestra de SFO y del compuesto SFO/CoFeO. En el difractograma de la muestra SFO se observa que todos los picos de la hexaferrita están presentes y bien definidos. En el compuesto, los picos característicos de la ferrita de cobalto están bien definidos, lo que permite confirmar la formación de la fase de ferrita de cobalto, mientras que los picos de la fase hexaferrita son casi imperceptibles. Como se muestra en la Tabla 2, el porcentaje de SFO/CoFeO fue de 44 % y 53 %, respectivamente, sugiriendo este resultado que la ferrita de cobalto cubrió parcialmente la hexaferrita debido a que su porcentaje en peso es relativamente mayor, por tal razón, su observación fue casi nula.

La información obtenida mediante el método de refinamiento de Rietveld para ambas muestras se presenta en la Tabla 1. Los resultados indican que el tamaño de partícula de la muestra de SFO es de 207 nm, mientras que el del compuesto SFO/CoFeO es de 251 nm.

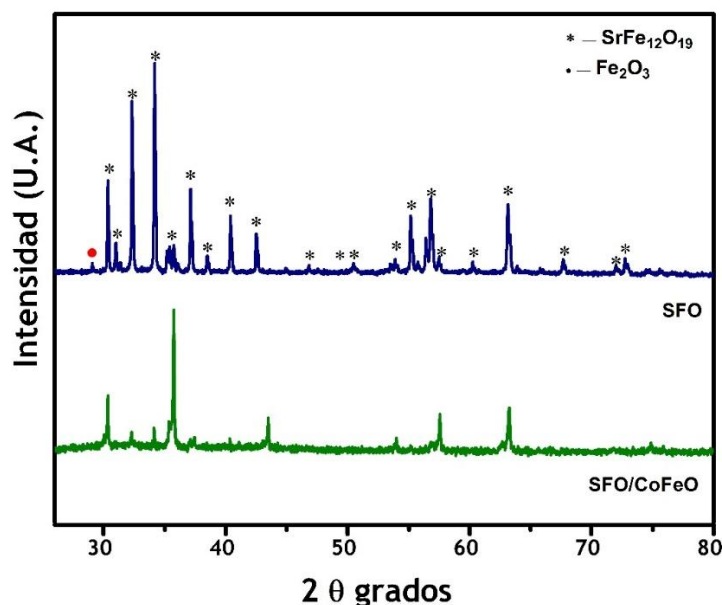


Fig. 1: Espectro de RDX de SFO y SFO/CoFeO

Tabla 1: Resultados del refinamiento Rietveld para las muestras de SFO y SFO/CoFeO

Muestra	Tamaño de cristalito (nm)	Parámetros de latice (Å)		% en peso		
		a=b	c	CoFe <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	SrFe <sub>12</sub> O <sub>19</sub>	Fe <sub>2</sub> O
SFO	207	5.8845	23.0725		97.03	2.97
SFO/CoFeO	251	8.315		53.15	44.87	1.98

En la Figura 2 se presentan las micrografías SEM de las muestras de SFO y de SFO/CoFeO. En general, se observa que los granos presentan una amplia distribución de tamaños de partícula y una tendencia a aglomerarse. En las Figuras 2(a) (X500, barra de 50  $\mu\text{m}$ ) y 2(b) (X2000, barra de 10  $\mu\text{m}$ ) correspondientes a la muestra de SFO, se identifican dos morfologías: la primera consiste en pequeñas formas cilíndricas aglomeradas con apariencia porosa; y, en la segunda, gránulos hexagonales aglomerados de forma más compacta, morfologías características de las hexaferritas. Por otra parte, como se muestra en las Figuras 2(c) (X500, barra de 50  $\mu\text{m}$ ) y 2(d) (X2000, barra de 10  $\mu\text{m}$ ), el compuesto SFO/CoFeO presenta una estructura porosa menos aglomerada en comparación con la muestra de SFO. Además, se observa que la superficie está recubierta por partículas de morfología cuasi esférica, características de las ferritas de cobalto distribuidas de manera heterogénea sobre la matriz de SFO.

#### Determinación de sitios activos

Debido a que las ferritas no contienen compuestos orgánicos, la cantidad de sitios activos depende de la cantidad de iones hidroxilo que se forman en la superficie del material al entrar en contacto con el agua. Para la muestra de SFO, la cantidad de sitios ácidos totales fue de 0.469 (meq/g), mientras que la de sitios básicos totales fue de 0.425 (meq/g). Para el compuesto SFO/CoFeO, la cantidad de sitios ácidos totales fue de 1.025 meq/g, mientras que la de sitios básicos totales fue de 0.412 meq/g. Este aumento en los sitios ácidos se debe a que la cantidad de oxígeno presente en la estructura del compuesto es mayor.

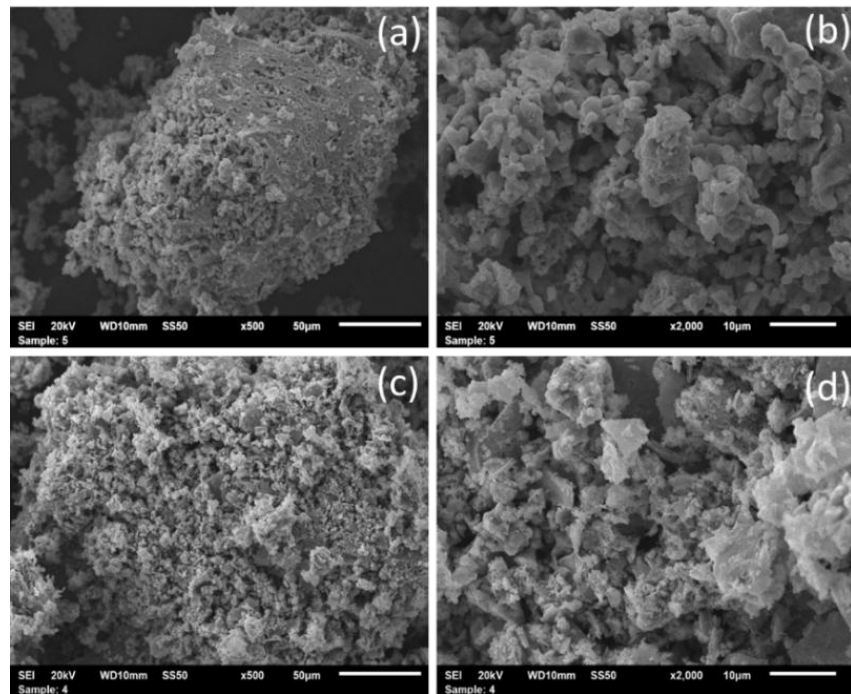


Fig.2: Micrografías SEM de SFO (a y b) y de SFO/CoFeO (c y d).

*Punto isoeléctrico (IEP)*

En la Figura 3 se observan los datos obtenidos al medir el potencial zeta en función del pH. El IEP del compuesto SFO/CoFeO está a un pH de 2.8, valores de pH superiores a este valor, el material presentará una carga superficial negativa, mientras que, a valores de pH inferiores a dicho pH, predominarán las cargas positivas. Este valor es de gran importancia, puesto que determinará los tipos de contaminantes que el material adsorberá a un determinado pH.

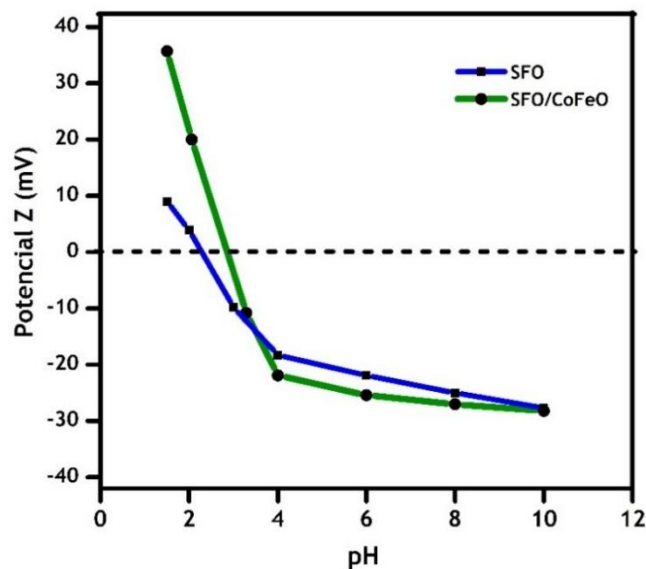


Fig. 3: Potencial zeta de las muestras de SFO y SFO/CoFeO

### Experimentos de adsorción

Los datos experimentales de adsorción de Cr (VI) del compuesto SFO/CoFeO se ajustaron utilizando los modelos de las isothermas de Langmuir (3) y Freundlich (4) de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Ray *et al.*, 2020):

$$q = \frac{q_m * K_L * C_e}{1 + (K_L * C_e)} \quad (3)$$

$$q = K_F * C_e^{1/n} \quad (4)$$

Donde  $q$  capacidad de adsorción (mg/g),  $C_e$  es la concentración de la solución en el equilibrio (mg/L),  $q_m$  es la capacidad de adsorción (mg/g),  $K_L$  es la constante de Langmuir (mg/L),  $K_F$  ( $\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n} \text{g}^{-1}$ ) es la constante de equilibrio de Freundlich relacionada con la capacidad de adsorción, mientras que  $n$  es la constante de Freundlich relacionada con la afinidad entre el adsorbato y el adsorbente.

Tabla 2: Parámetros de las isothermas de adsorción para el compuesto SFO/CoFeO

Modelos de las isothermas	Parámetros			
Langmuir	$q_m$	$K_L$	R	%D
	69.29	0.0042	0.9887	14.35
Freundlich	$K_F$	n	R	%D
	0.5364	1.2617	0.9913	9.22

En la Tabla 2 se presentan los valores obtenidos de las constantes de las isothermas de Langmuir y de Freundlich para la adsorción de Cr(VI). De acuerdo con estos resultados, el modelo de Freundlich mostró un mejor ajuste a los datos experimentales, ya que su coeficiente de correlación (R) fue superior a 0.99 y su % D fue de 9.22%, sugiriendo este resultado, que el proceso de adsorción es heterogéneo y de múltiples capas.

En la Figura 4 se observa el efecto de la concentración del contaminante con respecto a la capacidad de adsorción. Como es de esperarse, a medida que aumenta la concentración de Cr(VI), mayor disponibilidad de iones cromato ( $\text{CrO}_4^-$ ) en la solución y, por lo tanto, mayor atracción entre las cargas positivas del compuesto SFO/CoFeO y el ión  $\text{CrO}_4^-$ .

### Experimentos de cinética

La cinética de adsorción de Cr (VI) mostró un incremento progresivo de la capacidad de adsorción con respecto al tiempo hasta alcanzar el equilibrio a los 1440 min. La capacidad de adsorción en el equilibrio ( $q_e$  exp) fue de 20.35 mg/g. Los datos experimentales fueron analizados mediante los modelos cinéticos de pseudo-primer orden (PFO) y pseudo-segundo orden (PSO). El modelo de PFO de Lagergren asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la cantidad de sitios disponibles del adsorbente y, está relacionado con mecanismos de fisisorción. Mientras que el modelo PSO de Ho y McKay asume que la velocidad de adsorción está relacionada con la interacción entre el adsorbato y los sitios disponibles del adsorbente, por lo cual la velocidad de adsorción es proporcional al cuadrado de la diferencia entre la masa adsorbida en el equilibrio y el soluto adsorbido al tiempo  $t$ . Relacionando de esta manera, mecanismos de quimisorción. Los modelos cinéticos PFO (5) y PSO (6) se calcularon de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Revellame *et al.*, 2020):

$$\ln(qt - qe) = -k_1 t + \ln(qe) \quad (5)$$

$$\frac{t}{qt} = \frac{1}{k_2 qe^2} + \frac{t}{qe} \quad (6)$$

Donde,  $t$  es el tiempo en (min),  $qt$  es la cantidad de soluto adsorbido en el tiempo (mg/g),  $qe$  es la cantidad de soluto adsorbido al equilibrio (mg/g),  $k_1$  es la constante de velocidad de PFO ( $\text{min}^{-1}$ ) y  $k_2$  es la constante de velocidad de PSO ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ ).

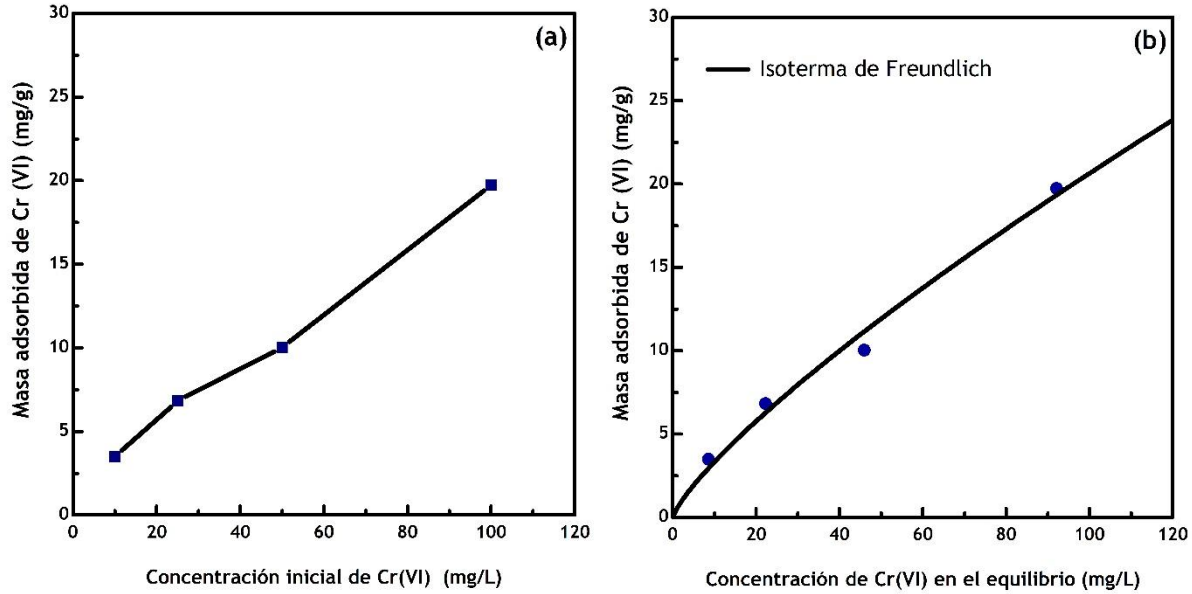


Fig. 4: (a) Efecto de la concentración inicial de Cr (VI) sobre la masa adsorbida, (b) Isoterma de adsorción de Cr (VI)

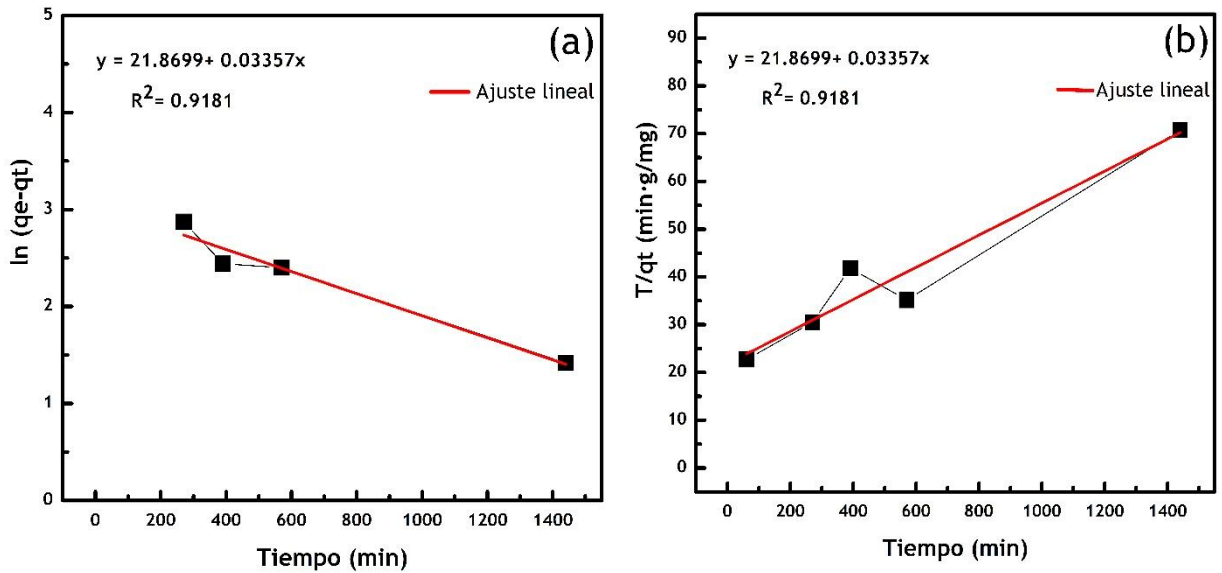


Fig. 5: Cinética de adsorción modelos PFO (a) y PSO (b)

En la Figura 5 se observan los ajustes lineales de los modelos cinéticos de PFO y PSO para la adsorción de Cr(VI). De acuerdo con estos resultados, el modelo de PFO mostró un mejor ajuste con respecto a los datos experimentales. En la Tabla 3 se presentan los valores obtenidos para los parámetros de los modelos cinéticos.

La capacidad de adsorción en el equilibrio del modelo PFO ( $q_e=20.99$  mg/g) es cercana a la  $q_e$  experimental (20.35 mg/g). Mientras que el modelo de Pseudo segundo orden mostro un menor ajuste con respecto a los datos experimentales y un valor muy alto para  $q_e$  (29.79) por, lo cual, este modelo no describe adecuadamente el sistema. Estos resultados sugieren que el mecanismo de adsorción principal es la fisisorción, la cual está relacionada con interacciones débiles, como las fuerzas de van der Waals o las interacciones electrostáticas. Sin embargo, un mecanismo secundario como la quimisorción no puede descartarse del todo.

Tabla 3: Parámetros de los modelos cinéticos PFO y PSO para la adsorción para el compuesto SFO/CoFeO

Modelos Cinético		Parámetros	
Pseudo Primer Orden (PFO)	$q_e$ 20.99 mg/g	$K_1$ 0.00114	$R^2$ 0.9415
Pseudo Segundo Orden (PSO)	$q_e$ 29.79 mg/g	$K_2$ $5.5 \times 10^{-5}$	$R^2$ 0.9181

En la Tabla 4 se presenta la capacidad de adsorción de Cr(VI) de distintos materiales magnéticos reportados en la literatura. Como se puede observar, el compuesto sintetizado en este trabajo alcanzó una capacidad máxima de adsorción de 69.29 mg/g, superando los valores reportados para adsorbentes como ANZ-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>, SBC, SA-CTAB-OH/Fe-MMT y el compuesto de óxido de hierro basado en biocarbón (Dong *et al.*, 2021; Mutabazi *et al.*, 2024; Neolaka *et al.*, 2022). Asimismo, el valor obtenido fue cercano al reportado para materiales funcionalizados de mayor complejidad, como Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@SiO<sub>2</sub>-APTMS y residuos magnéticos de té blanqueado. Aunque algunos materiales reportan capacidades de adsorción más altas, estos suelen requerir procesos de modificación química más complejos, lo que dificulta escalar el proceso a escala industrial. En contraste, la metodología de Pechini es fácilmente escalable y los costos de producción del material son bajos.

Tabla 4: Comparación de la capacidad de adsorción de diversos compósitos magnéticos.

Material	Capacidad de adsorción (mg/g)	pH	Modelo	Referencias
Compuesto magnético a base de zeolita natural (ANZ-Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> )	2.850	2	Langmuir	(Neolaka <i>et al.</i> , 2022)
Biocarbón (SBC)	7.45	2	Langmuir	(Mutabazi <i>et al.</i> , 2024)
Montmorillonita modificados con hierro (SA-CTAB-OH/Fe-MMT)	11.629	4	Langmuir	(Lu <i>et al.</i> , 2026a)
Compuestos de óxido de hierro a base de biocarbón	24.37	3	Langmuir	(Dong <i>et al.</i> , 2021)
Nanocompuesto de ZnFe <sub>2</sub> O <sub>4</sub> /C	39.37	4	Langmuir	(Rajani <i>et al.</i> , 2025)
Composito SFO/CoFeO	69.29		Langmuir	Este estudio
Residuos magnéticos de té blanqueado (MBTW)	80	2	Langmuir	(Wu <i>et al.</i> , 2023)
Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> @SiO <sub>2</sub> -APTMS	90.37	1	Langmuir	(Zhao <i>et al.</i> , 2023)
Biocarbón magnético funcionalizado (SMBC)	185.87	2	Langmuir	(Lu <i>et al.</i> , 2026b)

## CONCLUSIONES

El compuesto magnético de SFO/CoFeO demostró una alta eficiencia en la adsorción de cromo(VI) a pH 2, alcanzando una capacidad de adsorción máxima experimental de 19.72 mg/g. El análisis científico indicó que el modelo de pseudo primer orden (PFO) describe mejor el comportamiento experimental, debido a que existe un mejor ajuste entre los valores calculados y los valores experimentales. Este comportamiento sugiere que el principal mecanismo de adsorción es la fisisorción, en la que predominan las interacciones débiles, principalmente electrostáticas. El punto isoeléctrico del material se determinó a pH 2.8, lo que explica que el material sea más eficiente a pH inferior a 3, debido a que la superficie del material adsorbente es positiva, lo que favorece

la interacción con las especies aniónicas de Cr(VI). Por otro lado, el análisis de las isotermas mostró que el modelo de Freundlich presenta el mejor ajuste, lo que indica que la superficie del material es heterogénea con múltiples sitios de energía no uniformes y un proceso de adsorción multicapa. Estos resultados sugieren que la adsorción de Cr(VI) sobre el compuesto magnético (SFO/CoFeO) es un proceso heterogéneo y complejo, de múltiples etapas, que involucra procesos de fisisorción y difusión.

Finalmente, el compuesto SFO/CoFeO se perfila como un material prometedor para la remoción de metales pesados en soluciones acuosas, ya que es fácil de recuperar mediante un imán, lo que puede reducir los costos operativos en los procesos de remediación ambiental. No obstante, se requieren estudios adicionales para profundizar en los mecanismos de adsorción y evaluar su desempeño en la adsorción de otros contaminantes.

## AGRADECIMIENTOS

M.A. Urbano-Peña agradece a SECIHTI (México) por la beca posdoctoral CVU 634618.

## REFERENCIAS

- Boehm, H.P. (1966). Chemical Identification of Surface Groups. *Advances in Catalysis*, 16 (C), 179-274. [https://doi.org/10.1016/S0360-0564\(08\)60354-5](https://doi.org/10.1016/S0360-0564(08)60354-5)
- Dong, F.X., Yan, L., Zhou, X.H., Huang, S.T., Liang, J.Y., *et al.* (2021). Simultaneous adsorption of Cr(VI) and phenol by biochar-based iron oxide composites in water: Performance, kinetics and mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125930. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.125930>
- El-Masry, M.M., & Ramadan, R. (2024). Flash combustion prepared Sm and Co doped Sr hexaferrite for environmental applications. *Adsorption*, 30, 2017-2035. <https://doi.org/10.1007/s10450-024-00532-0>
- Flores-Rojas, A.I., Díaz-Flores, P.E., Medellín-Castillo, N.A., Berber-Mendoza, M.S., Cisneros-Ontiveros, H.G. & Navarro-Frómata, A.E. (2025). Remoción de ácido 2,4-diclorofenoxiacético en solución acuosa mediante biomateriales a base de quitosano y residuos de naranja. *Avances en Ciencia e Ingeniería*, 16 (2), 1-10. <https://doi.org/10.65093/aci.v16.n2.2025.26>
- Huang, J.L., Li, Z.Y., Mao, J.Y., Chen, Z.M., Liu, H.L., Liang, G.Y., *et al.* (2024). Contamination and health risks brought by arsenic, lead and cadmium in a water-soil-plant system nearby a non-ferrous metal mining area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 270. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115873>
- Jasim, S.A., Abdelbasset, W.K., Hachem, K., Kadhim, M.M., Yasin, G., Obaid, M.A., *et al.* (2022). Novel Gd<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/SrFe<sub>12</sub>O<sub>19</sub>@Schiff base chitosan (Gd/SrFe@SBCs) nanocomposite as a novel magnetic sorbent for the removal of Pb(II) and Cd(II) ions from aqueous solution. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 69 (7), 1079-1087. <https://doi.org/10.1002/jccs.202200013>
- Kaur, P., Singh, S., Kumar, V., Tikoo, K.B., Chudasama, B., Kaushik, A., *et al.* (2019). Interesting makeover of strontium hexaferrites for environment remediation from excellent photocatalysts to outstanding adsorbents via inclusion of Mn<sup>3+</sup> into the lattice. *Journal of Alloys and Compounds*, 791, 508-521. <https://doi.org/10.1016/J.JALLCOM.2019.03.312>
- Lu, Z., Shi, Y., Yue, C. & Wang, X. (2026a). Study on the high-efficiency adsorption mechanism and performance of cetyltrimethylammonium bromide and hydroxy-iron pillared modified montmorillonite granules for Cr(VI) in water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 311, 119880. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2026.119880>
- Lu, Z., Zhang, X., Li, X., Youssef, M., Tamjidur, R.S., Wang, G., *et al.* (2026b). Synergistic adsorption and reduction for efficient Cr (VI) removal by sulfur-functionalized magnetic porous biochar. *Desalination and Water Treatment*, 325, 101643. <https://doi.org/10.1016/J.DWT.2026.101643>

- Mutabazi, E., Qiu, X., Song, Y., Li, C., Jia, X., Hakizimana, I., et al. (2024). Cr(VI) adsorption on activated carbon, sludge derived biochar, and peanut shells derived biochar: Performance, mechanisms during the reuse process and site energy distribution analysis. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104679. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104679>
- Neolaka, Y.A.B., Lawa, Y., Naat, J., Riwu, A.A.P., Mango, A.W., Darmokoesoemo, H., et al. (2022). Efficiency of activated natural zeolite-based magnetic composite (ANZ-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) as a novel adsorbent for removal of Cr(VI) from wastewater. *Journal of Materials Research and Technology*, 18, 2896-2909. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2022.03.153>
- Niculescu, A.-G., Mihaiescu, B., Mihaiescu, D., Hadibarata, T. & Grumezescu, A. (2024). An Updated Overview of Magnetic Composites for Water Decontamination. *Polymers*, 16 (5), 709. <https://doi.org/10.3390/polym16050709>
- Pechini, M.P. (1967). *Method of preparing lead and alkaline earth titanates and niobates and coating method using the same to form a capacitor*. United States Patent Office, 3,330,697A.
- Prakash, J., & Verma, A. (2024). *Hexagonal nanoferrites for application in wastewater remediation*. In *Nanostructured Hexagonal Ferrites* (pp. 351-362). Elsevier. ISBN 9780443185373. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-18537-3.00006-7>
- Pullar, R. C. (2012). Hexagonal ferrites: A review of the synthesis, properties and applications of hexaferrite ceramics. *Progress in Materials Science*, 57 (7), 1191-1334. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2012.04.001>
- Rajani, M.R., Ravishankar, R., Srinidhi Raghavan, M., Priya, S., Jyothi, M.S., Ahmed, S., et al. (2025). Engineered ZnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>/C nanocomposite for efficient hexavalent chromium removal. *Hybrid Advances*, 11, 100518. <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2025.100518>
- Ray, S.S., Gusain, R. & Kumar, N. (2020). Adsorption equilibrium isotherms, kinetics and thermodynamics. *Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification*, 101-118. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821959-1.00005-2>
- Revellame, E.D., Fortela, D.L., Sharp, W., Hernandez, R. & Zappi, M.E. (2020). Adsorption kinetic modeling using pseudo-first order and pseudo-second order rate laws: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, 1, 100032. <https://doi.org/10.1016/J.CLET.2020.100032>
- Segovia-Sandoval, S.J., Ocampo-Pérez, R., Berber-Mendoza, M.S., Leyva-Ramos, R., Jacobo-Azuara, A. & Medellín-Castillo, N.A. (2018). Walnut shell treated with citric acid and its application as biosorbent in the removal of Zn(II). *Journal of Water Process Engineering*, 25, 45-53. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2018.06.007>
- Sharma, P., Singh, S.P., Parakh, S.K. & Tong, Y. W. (2022). Health hazards of hexavalent chromium (Cr (VI)) and its microbial reduction. *Bioengineered*, 13 (3), 4923-4938. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2037273>
- Urbano-Peña, M. de los Á., Berber-Mendoza, M.S., Palomares-Sánchez, S.A., Gutiérrez-Castañeda, E.J. & Hurtado-López, G.F. (2024). Magnetic compounds based on strontium hexaferrite for the adsorption of lead in contaminated water. *Ceramics International*, 50 (9), 14216-14222. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2024.01.328>
- Velarde, L., Nabavi, M.S., Escalera, E., Antti, M.L. & Akhtar, F. (2023). Adsorption of heavy metals on natural zeolites: A review. *Chemosphere*, 328. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138508>
- Wan, J., Yu, M., Bi, W., Sun, Y., Wang, W., Hou, Y., et al. (2024). Research on chromium removal mechanism by electrochemical method from wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 68, 106447. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.106447>

- Wang, N., Hsu, C., Zhu, L., Tseng, S. & Hsu, J. P. (2013). Influence of metal oxide nanoparticles concentration on their zeta potential. *Journal of Colloid and Interface Science*, 407, 22-28. <https://doi.org/10.1016/J.JCIS.2013.05.058>
- Wu, J., Annath, H., Chen, H. & Mangwandi, C. (2023). Upcycling tea waste particles into magnetic adsorbent materials for removal of Cr(VI) from aqueous solutions. *Particuology*, 80, 115-126. <https://doi.org/10.1016/J.PARTIC.2022.11.017>
- Yi, Y., Huang, Z., Lu, B., Xian, J., Tsang, E. P., Cheng, W., *et al.* (2020). Magnetic biochar for environmental remediation: A review. *Bioresource Technology*, 298, 122468. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122468>
- Zhao, D., Liu, Y. & Wu, C. (2023). Adsorption of Cr(VI) polluted water by Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@SiO<sub>2</sub>-APTMS nanocomposites prepared in the presence of ultrasonic irradiation for sustainable water resources utilization. *Ultrasonics Sonochemistry*, 96, 106439. <https://doi.org/10.1016/J.ULTSONCH.2023.106439>