

# Remoción de arsénico del agua para consumo humano empleando un hidróxido doble laminar Mg/Fe

Water arsenic removal for human consumption using Mg/Fe layered double hydroxide

José Ignacio Ceseña Quiñonez<sup>1</sup>, Esthela Ramos Ramírez<sup>2</sup>, Alma Hortensia Serafín Muñoz<sup>3</sup>,  
Joel Moreno Palmerin<sup>4</sup>, Gabriela Ana Zanor<sup>5</sup>, Norma Leticia Gutiérrez Ortega<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> Doctorado en Ciencia y Tecnología del Agua, División Ingenierías, Universidad de Guanajuato.

<sup>2</sup> Departamento de Química, División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato.

<sup>3</sup> Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato. Juárez 77, Centro, Guanajuato, Gto, México. C.P. 36000.

\*Correo electrónico: normagut@ugto.mx

<sup>4</sup> Departamento de Ingeniería en Minas, Metalurgia y Geología, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato.

<sup>5</sup> Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato.

## Resumen

La contaminación del agua por arsénico es un problema grave de salud pública a nivel mundial. El empleo de compuestos mesoporosos tipo hidrotalcitas (HT) es una opción eficiente y práctica para la adsorción de arsénico, debido a su alta tasa de remoción y bajo costo. Se sintetizó mediante el método de coprecipitación un hidróxido doble laminar Mg/Fe para la eliminación de arsénico en agua contaminada. Dicho sólido fue tratado a 100 °C y a 350 °C. El sólido se caracterizó por XRD y DSC-TGA. Se realizaron pruebas de eliminación de arsénico por contacto al equilibrio en sistema por lotes con soluciones sintéticas de arsénico y muestras de manantial. El sólido tratado térmicamente a 350 °C mostró la mejor capacidad de eliminación de arsénico, con capacidad de adsorción de 447.7 mg de arsénico por g de adsorbente en un tiempo de 180 min. Esta capacidad se atribuye a la modificación estructural por el tratamiento térmico.

**Palabras clave:** Arsénico; hidróxido doble laminar mesoporoso; coprecipitación; isoterma de adsorción.

## Abstract

Water contamination by arsenic is a serious public health problem worldwide. The use of mesoporous hydrotalcite compounds is an efficient and practical option for the adsorption of arsenic, due to its high removal rate and low cost. A Mg/Fe layered double hydroxide was synthesized by the coprecipitation method to eliminate arsenic in contaminated water. This solid was treated at 100 °C and 350 °C. The solid was characterized by XRD and DSC-TGA. Arsenic removal tests were carried out by contact at the equilibrium in the Batch system with synthetic arsenic solutions and natural spring samples. The thermally treated solid at 350 °C showed the best arsenic removal capacity, with an adsorption capacity of 447.7 mg of arsenic per g of adsorbent in a time of 180 min. This capacity is attributed to the structural modification by the heat treatment.

**Keywords:** Arsenic; mesoporous layered double hydroxide; coprecipitation; adsorption isotherm.

Recibido: 5 de febrero de 2019

Aceptado: 23 de septiembre de 2019

Publicado: 11 de diciembre de 2019

**Como citar:** Ceseña-Quiñonez, J. I., Ramos-Ramírez, E., Serafín-Muñoz, A. H., Moreno-Palmerin, J., Zanor, G. A., & Gutiérrez-Ortega, N. L. (2019). Remoción de arsénico del agua para consumo humano empleando un hidróxido doble laminar Mg/Fe. *Acta Universitaria* 29, e2499. doi: <http://doi.org/10.15174.au.2019.2499>

## Introducción

El agua proveniente del subsuelo es a nivel mundial el principal aporte para uso y consumo humano. El agua de origen subterráneo se encuentra en espacios porosos, fracturas y fisuras interconectadas de las rocas y materiales geológicos que dan forma a los acuíferos. El agua en contacto con estos materiales, dependiendo de su composición, puede disolver ciertos elementos y provocar una contaminación natural. En nuestro país, más del 75% del agua utilizada en la urbe proviene del subsuelo. El consumo vital cotidiano y las actividades productivas de nuestra nación están sustentados en el agua subterránea (Price, 1984).

Actualmente, el arsénico es el contaminante de agua de consumo más estudiado a nivel mundial. En Bangladesh, este afecta a cerca de 30 millones de habitantes con concentraciones de 50 µg/L hasta 3200 µg/L, así como los principales efectos observados del arsénico en humanos a nivel mundial (Smedley & Kinniburgh, 2002). En México, las más altas concentraciones se han encontrado en Zimapán, Hgo., con un intervalo de 14 µg/L a 1000 µg/L. En municipios de Sonora, como en Hermosillo, Etchojoa, Magdalena y Caborca, se han encontrado concentraciones de 2 µg/L a 305 µg/L (Wyatt, Fimbres, Romo, Méndez & Grijalva, 1998). En localidades del noreste de Chihuahua existen también acuíferos con concentraciones altas de arsénico. Otros lugares son la Comarca Lagunera y los estados de San Luis Potosí, Zacatecas y Guanajuato (Alvarado, 2001). En la capital del estado de Guanajuato se han encontrado varios pozos y manantiales con presencia de arsénico, como en el caso de la comunidad de Tajo de Adjuntas. Lamentablemente, falta por evaluar la concentración de arsénico en gran cantidad de pozos del territorio nacional, en las zonas de alto riesgo de contaminación hidrogeológica.

Está demostrado que el arsénico favorece daños en el desarrollo, enfermedad vascular periférica, hipertensión arterial, diabetes mellitus, anemia, leucopenia y trombocitopenia, isquemia al miocardio, infarto cerebral y aterosclerosis (Rahman, Ng & Naidu, 2009). Además, se ha asociado con un aumento en la incidencia de diversos tipos de cáncer, principalmente de piel, hígado, vejiga, riñón y pulmón, aun cuando los mecanismos moleculares responsables de estas asociaciones no se han elucidado por completo (Coronado-González, Del Razo, García-Vargas, Sanmiguel-Salazar & Escobedo-de la Peña 2007; Hamadeh, Trouba, Amin, Afshari & Germolec, 2002; Rahman *et al.*, 2009). Especies de arsénico como el arsenito inducen un incremento simultáneo de expresión de genes de estrés oxidativo y disminuye los niveles de enzimas de reparación del ADN (Hamadeh *et al.*, 2002). Se estudia cada vez más la relación entre la ingesta crónica del arsénico por agua de consumo, con un incremento en la prevalencia de la diabetes (Del Razo *et al.*, 2011; Kim & Lee, 2011). Además, se ha reportado que la disminución del coeficiente intelectual en los niños (Dong & Su, 2009), en países en desarrollo, más de la tercera parte de las enfermedades tienen su origen en problemáticas ambientales; la OMS estima que cerca de tres millones de niños mueren anualmente por causas relacionadas con el ambiente (Prüss-Üstün & Corvalán, 2006).

Ya que los instrumentos de gestión pública respecto a la calidad del agua son insuficientes para solventar el problema que muchas comunidades en el país enfrentan, se requieren alternativas accesibles, eficaces y económicas para el tratamiento personalizado del agua en los sitios donde se requiera.

Los materiales mesoporosos tipo HT, también conocidos como hidróxidos dobles laminares (HDL), tienen un área superficial relativamente grande y una alta capacidad de intercambio aniónico. Los HDL obedecen generalmente a la fórmula:  $[M^{II}_{(1-x)}M^{III}_x(OH)_2]^{x+}A^{z-}_{x/z} \cdot yH_2O$ , donde  $M^{II}$  y  $M^{III}$  son cationes metálicos divalentes y trivalentes, y  $A^{z-}$  es un anión que compensa la carga entre las capas con número  $y$  de moléculas de agua (Yang *et al.*, 2006). Estos materiales cuentan con capas de sitios octaédricos que pueden ser ocupados por iones trivalentes como  $Al^{3+}$  o  $Fe^{3+}$ . Estos generan una carga positiva que es compensada por la inclusión de aniones  $A^{z-}$  en el espacio interlaminar.

Dadas las características observadas de los materiales mesoporosos tipo HT para la retención de iones en sus espacios interlaminares, para este trabajo se eligió a estos para la remoción de arsénico del agua de manantial destinada al consumo humano.

Ya que el arsénico tiene alta afinidad de ser adsorbido por óxidos de hierro, como se observa a menudo en un ambiente natural (Nishida, Takesoe, Yamasaki & Nakahira, 2004), se empleó un sólido sintético tipo HT con el sistema  $Mg^{2+}/Fe^{3+}$  como material adsorbente. Türk & Deveci (2009) han trabajado en la eliminación de arseniato por adsorción, empleando un hidróxido doble laminar  $Mg^{2+}/Fe^{3+}$  con el que han logrado reducir la concentración de 330  $\mu g/l$  a <10  $\mu g/l$ . Por otro lado, Caporale *et al.* (2013) han empleado también un hidróxido doble laminar  $Mg^{2+}/Fe^{3+}$  para la adsorción de arsenito, logrando remover el arsenito de la solución sobre todo en sistemas ácidos, y observaron cómo es que hay otros ligandos que afectan la adsorción del arsenito.

## Materiales y Métodos

### Síntesis del sólido tipo HT $Mg^{2+}/Fe^{3+}$

La síntesis de la HT con relación Mg/Fe = 3 se llevó a cabo por el método de coprecipitación, mezclando sales precursoras de  $Mg^{2+}$  y  $Fe^{3+}$ , 0.25 mol  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$  y 0.75 mol  $Mg(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ , en una solución de agua desionizada. Esta solución es mezclada para la coprecipitación con otra solución de NaOH y  $Na_2CO_3$  en constante agitación. El pH se controla agregando HCl o NaOH, manteniéndolo a 11.5. La muestra es reposada por 20 h y luego lavada hasta alcanzar un pH de 8.0. Finalmente, el precipitado es secado a 60 °C por 24 h.

Para el tratamiento térmico se utilizó una mufla Arsa AR-340. Se calcinó por 4 h y con una rampa de calentamiento de 10 °C/min, el sólido fue calcinado a 100 °C y 350 °C, obteniendo los materiales HT100 y HT350, respectivamente.

### Caracterización del material adsorbente

La caracterización por DRX se llevó a cabo con un difractómetro INEL EQUINOX con un tubo de rayos-X con ánodo de cobre, utilizando radiación monocromática  $CuK\alpha$  operado a 30 Kv y 20 mA, donde las muestras son evaluadas en un intervalo de 5° a 80° de 2 $\theta$ . Para la calorimetría diferencial de barrido y el análisis termo-gravimétrico se empleó un termoanalizador Modelo SDT Q600, *Simultaneous TGA/DSC*, marca TA *Instruments*, con intervalo de temperatura de temperatura ambiente hasta 1500 °C; sensibilidad de la balanza 0.1  $\mu g$ ; sensibilidad de DTA: 0.001 °C; precisión calorimétrica:  $\pm 2\%$  (basado en estándares metálicos); velocidad de calentamiento de temperatura ambiente a 1000 °C de 0.1 °C a 100 °C/min y de temperatura ambiente a 1500 °C: de 0.1 °C a 25 °C/min; enfriamiento de la mufla por aire comprimido de 1500 °C a 50 °C en < 30 min y de 1000 °C a 50 °C en < 20 min; tipo de mufla: Bifilar Wound; diseño horizontal; termocoples de platino/platino-rodio (tipo R); calibración de temperatura mediante punto Curie o Estándares Metálicos (de 1 a 5 puntos); tipo de porta muestras: Platino Alúmina; controlador de flujo másico con cambio automático de gases. La velocidad de calentamiento o rampa fue de 10 °C/min en atmósfera de aire con una velocidad de 100 mL/min. El material de referencia que se usó fue  $\alpha$ -alúmina.

## Muestreo

Para la obtención de muestras de agua contaminada con arsénico se realizó una campaña de muestreo en la comunidad Tajo De Adjuntas Guanajuato, Gto., en un pequeño arroyo que presenta un flujo constante inclusive en temporada de sequía. Este arroyo contribuye al suministro de agua de los vecinos de la comunidad y desemboca en la presa de Santa Ana. Esta corriente recibe dos aportaciones de minas abandonadas, escurrimientos y flujos de medios fracturados. Se establecieron cuatro puntos de muestreo a los que se les denominó: surgencia (SUR), mezcla de la surgencia (MSUR), socavón (SA) y manantial (MAN). El muestreo se realizó en frascos de polietileno. Los frascos se lavaron, reposaron por 24 horas en HNO<sub>3</sub> al 10% y se enjuagaron con agua destilada. Las muestras obtenidas se caracterizaron en el sitio y se acidificaron para su transporte y almacenamiento a 4 °C.

## Prueba de remoción de arsénico

La prueba de adsorción se realizó por lotes con técnica de contacto al equilibrio a temperatura ambiente con agitación 47 rpm por 24 h en un mezclador rotatorio para tubos de 15 ml (ATG RKVSD). La cantidad de material adsorbente empleado en los contactos fue de aproximadamente 0.0025 g por tubo y 10 ml de patrón de referencia de arsénico en diferentes concentraciones o 10 ml de muestra de agua contaminada con arsénico. El patrón de referencia se preparó a partir de la sal de NaAsO<sub>2</sub> grado reactivo marca J.T.Baker. Las concentraciones utilizadas fueron: 500 ppm, 200 ppm, 100 ppm, 50 ppm, 1000 ppb, 500 ppb, 100 ppb, 50 ppb y 10 ppb.

Se evaluó el desempeño de los dos materiales HT100 y HT350 en contacto con el agua de los cuatro puntos de muestreo: SUR, MSUR, SA y MAN.

Al término de todos los experimentos de contacto, se separó por filtración el sólido de la solución y a esta junto con un control de la concentración inicial se les determinó la concentración remanente de arsénico. La determinación de la concentración de arsénico total remanente se realizó por triplicado por espectroscopia de absorción atómica con generador de hidruros. Se empleó un Perkin Elmer AAnalyst 200 *Atomic Absorption Spectrometer*, con una lámpara de descarga sin electrodos la cual siempre es precalentada de 25 min a 30 min, longitud de onda analítica de 193.7 nm y flama de acetileno. Se realiza una limpieza óptica de rutina con una solución de Cu y siempre se elabora una curva de calibración con un estándar de arsénico grado absorción atómica, con concentraciones de 1 ppb, 3 ppb y 5 ppb.

Una vez obtenida la concentración de arsénico remanente en los experimentos, se determinó la cantidad de soluto adsorbido por unidad en peso de material adsorbente  $q$  mediante la isoterma de adsorción:

$$q = \frac{V}{M}(C_0 - C_e)$$

donde  $q$  es la capacidad de adsorción del material en mg de adsorbato por g de adsorbente,  $C_0$  es la concentración inicial de la solución de arsénico en mg/l,  $C_e$  es la concentración en el equilibrio en mg/l,  $V$  es el volumen de la solución en l y  $M$  es la cantidad de material adsorbente en g.

## Resultados

### Caracterización

El patrón obtenido por difracción de rayos X del material calcinado a 100 °C (HT100) muestra picos agudos y altos en intensidad a valores bajos de  $2\theta$  y menos intensos y más abiertos a altos valores de  $2\theta$  (figura 1). La gran cantidad de ruido en la señal es debido a la fuerte fluorescencia del Fe causada por la radiación de la lámpara de Cu y también a que la muestra presenta una baja cristalinidad. Con los valores de  $2\theta$  para los picos más significativos se compara con la tarjeta de referencia para hidrotalcita 22-0700 de la *Joint Committee Powder Diffraction Standards* (JCPDS)(Mokhtar, Inayat, Ofili & Schwieger, 2010) . Es apreciable que el sólido HT100 presenta los picos característicos de un compuesto tipo hidrotalcita (003), (006), (009), (015), (018), (010) y (013), con lo cual se verifica la obtención de dicho compuesto. El material calcinado a 350 °C (HT350) exhibe claramente los picos característicos de la periclasa MgO (200), (220), (222) y maghemita  $Fe_2O_3$  (220), haciendo una comparación con las tarjetas JCPDS 00-004-0829 y JCPDS 00-039-1346 (Fahami, A., Nasiri-Tabrizi, B. 2013; Hu, Percheron, Chaumont, Brachais, 2011), respectivamente (figura 1).

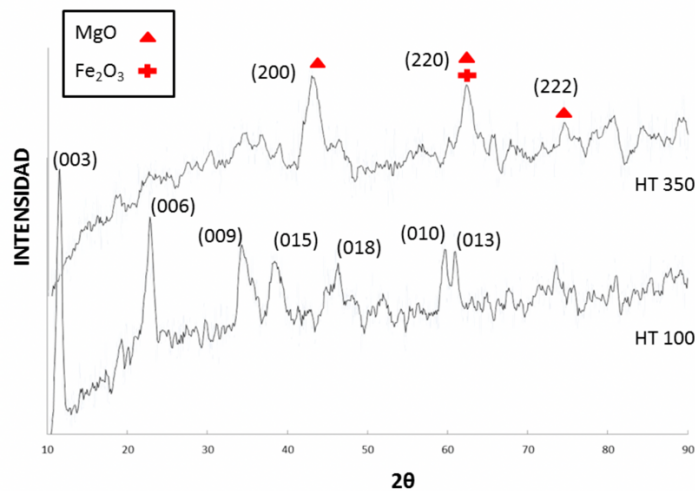


Figura 1. Difracción de rayos X del material calcinado a 100 °C (HT100) y material calcinado a 350 °C (HT350).  
Fuente: Elaboración propia.

La figura 2 muestra el análisis del material sintetizado por calorimetría diferencial de barrido y la descomposición termogravimétrica (DSC-TGA, por sus siglas en inglés). El análisis térmico diferencial muestra dos picos endotérmicos centrados en 180 °C y 340 °C que coinciden; el primero con la deshidroxilación parcial de las láminas y la pérdida de agua interlaminar y el segundo con la descomposición del anión interlaminar, el colapso de la estructura doble laminar y la formación parcial de óxidos y óxidos mixtos. La pérdida de masa es un reflejo del colapso de la estructura primaria del compuesto tipo hidrotalcita.

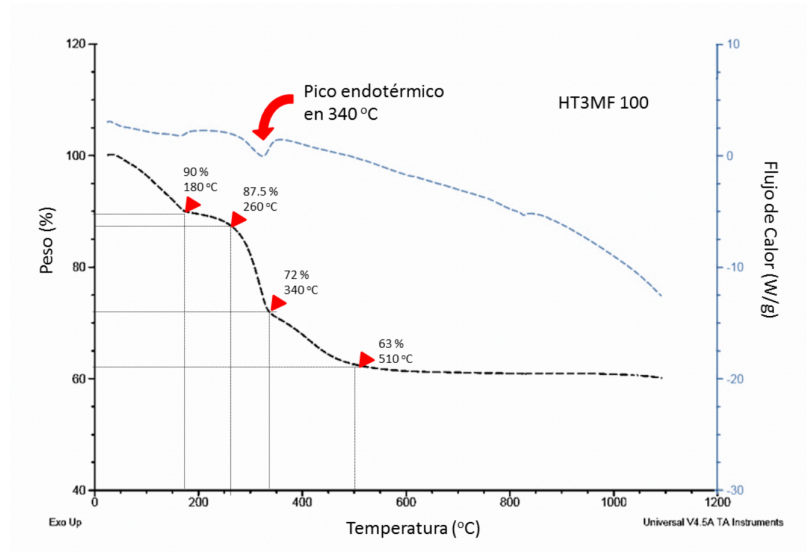
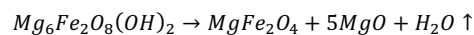
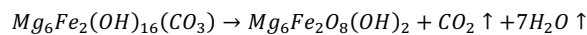
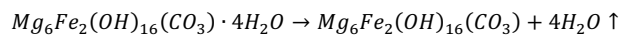


Figura 2. Calorimetría diferencial de barrido y análisis termo-gravimétrico DSC-TGA.  
Fuente: Elaboración propia.

El análisis termogravimétrico (figura 2) muestra una pendiente constante de los 0 °C hasta los 180 °C, con una pérdida del 10% en peso atribuible a la pérdida de agua fisiorbida. De los 180 °C a los 250 °C se observa una relativa estabilidad que se rompe abruptamente entre los 300 °C y 350 °C con una pérdida cerca de 25% en peso y un pico endotérmico que nos indica la pérdida de agua interlaminar, una descarboxilación y deshidroxilación parcial que generan una fase de oxi-hidróxido de Mg/Fe. Una vez alcanzados los 650 °C, se ha perdido un 40% en peso y el compuesto se ha transformado en óxido. Las reacciones asociadas al proceso de descomposición térmica de un compuesto tipo hidrotalcita Mg/Fe son las siguientes:



## Prueba de remoción de arsénico

Para cada contacto se pesó y registró minuciosamente la cantidad de material adsorbente que varió entre 0.0028 g y 0.0022 g. Las concentraciones iniciales de arsénico se determinaron por espectroscopia de adsorción atómica y se encontró variación con respecto a las concentraciones iniciales teóricas propuestas. Para elaborar las isotermas de adsorción para cada material, se calculó  $q$  a partir de las concentraciones en el equilibrio  $C_e$  de cada contacto obtenidas. En la tabla 1 se muestran algunos de los valores más representativos empleados para elaborar la isoterma.

**Tabla 1.** Valores representativos de los contactos para las diferentes concentraciones iniciales de arsénico.

<b>Valores representativos de los contactos para las diferentes concentraciones iniciales de arsénico.</b>					
<b>Los valores mostrados en la tabla corresponden a: el nombre del material, la cantidad de material empleado, la concentración inicial, la concentración en el equilibrio, la capacidad de remoción del material y el porcentaje de remoción.</b>					
<b>Material adsorbente</b>	<b>Cant. Material adsorbente M (g)</b>	<b>Concentración inicial <math>C_0</math> (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Concentración en el equilibrio <math>C_e</math> (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Capacidad de adsorción <math>q</math> (<math>\mu\text{g/g}</math>)</b>	<b>% de remoción <math>(1-(C_e/C_0))*100</math></b>
HT100	0.0027	14.0	1.9	45.0	86.44
HT100	0.0027	55.8	3.6	193.3	93.54
HT100	0.0025	128.6	1.5	508.1	98.80
HT100	0.0025	617.9	15.0	2411.6	97.58
HT100	0.0026	1176.1	54.1	4315.7	95.40
HT100	0.0022	65 201.5	50 042.2	68 905.5	23.25
HT100	0.0025	148 480.1	115 030.2	133 799.6	22.53
HT100	0.0022	262 917.3	205 928.0	259 042.2	21.68
HT100	0.0025	553 495.8	461 828.8	366 667.8	16.56
HT350	0.0023	14.0	2.0	52.3	85.71
HT350	0.0027	55.8	3.4	194.1	93.91
HT350	0.0023	128.6	2.0	550.2	98.42
HT350	0.0022	617.9	12.5	2751.4	97.97
HT350	0.0022	1068.0	18.7	4769.3	98.25
HT350	0.0025	65 201.5	32 747.9	129 814.1	49.77
HT350	0.0025	148 480.1	101 365.5	188 458.2	31.73
HT350	0.0025	274 755.1	193 336.6	325 673.9	29.63
HT350	0.0022	553 495.8	454 996.5	447 724.0	17.80

Fuente: Elaboración propia.

Para los contactos con concentraciones iniciales de arsénico en el intervalo de 65 ppm a 553 ppm se registran remociones entre 11% a 23% con el material HT 100, mostrando el valor más alto de  $q$  en 366.6 mg/g. Para el material HT 350 los porcentajes de remoción en este intervalo de concentraciones iniciales están entre 17% a 49%, con el valor más alto de  $q$  en 447.7 mg/g. En la figura 3 se observan las isotermas de los materiales HT 100 y HT 350 de los contactos para estas concentraciones iniciales. Debido al porcentaje de remoción, la concentración en el equilibrio  $C_e$  se acerca mucho a la concentración inicial  $C_0$ .

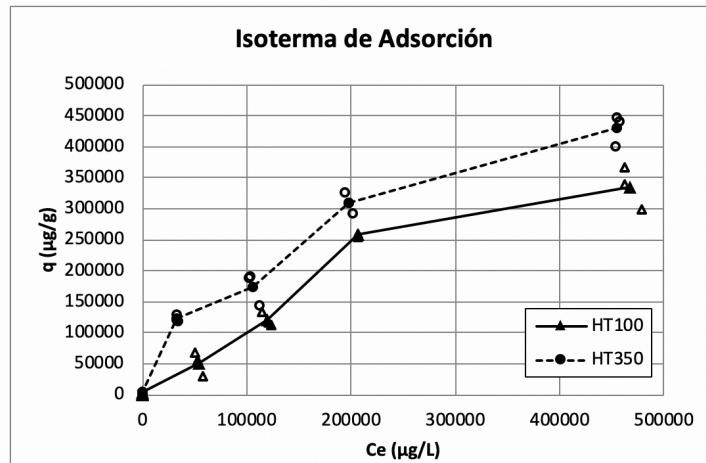


Figura 3. Isotermas de los materiales HT 100 y HT 350 en el intervalo de 65 ppm a 553 ppm.  
Fuente: Elaboración propia.

Los contactos que se hicieron con concentraciones iniciales de arsénico en el intervalo de 14 ppb a 1176 ppb mostraron porcentajes de remoción entre 86.4% a 98.8% para el material HT 100 y el valor más alto de  $q$  en este intervalo es de 4.315 mg/g. El material HT 350 presenta para este intervalo de concentraciones iniciales porcentajes de remoción entre 84% a 98.42%, y el valor más alto de  $q$  es de 4.769 mg/g. En la figura 4 se observan las isotermas para estos contactos a menor concentración inicial, donde se puede observar que, debido al alto porcentaje de remoción los valores de la  $C_e$ , son mucho menores que los de la  $C_0$ .

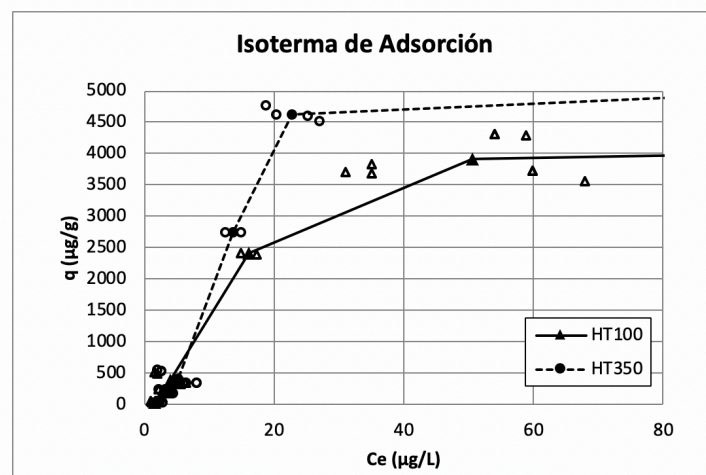


Figura 4. Isotermas de los materiales HT 100 y HT 350 en el intervalo de 14 ppb a 1176 ppb.  
Fuente: Elaboración propia.

## Contacto con muestras naturales

Para el contacto con las muestras naturales se emplearon las mismas condiciones que con las soluciones sintéticas. En la tabla 2 se muestran los resultados de dichas mediciones así como el cálculo de  $q$  para cada caso.

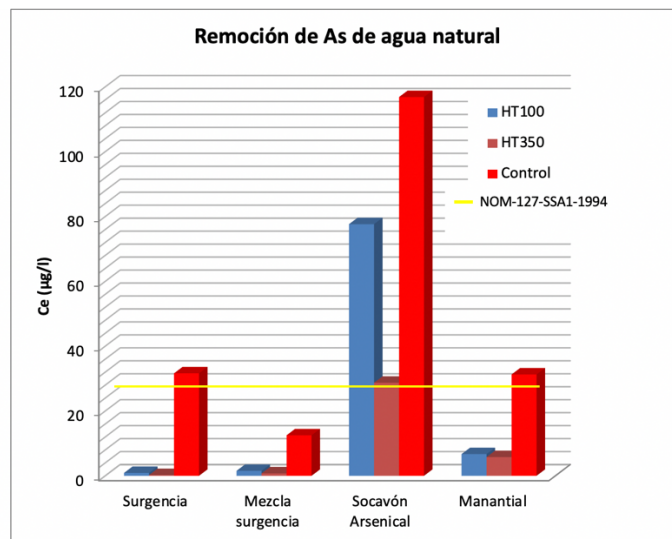


**Tabla 2.** Resultados de contacto con las muestras naturales.

Datos de concentración, masa, $q$ y origen del agua.					
Origen del agua	Material Ad.	$C_e$ ( $\mu\text{g/L}$ )	$C_o$ ( $\mu\text{g/L}$ )	$M$ (g)	$q$ ( $\mu\text{g/g}$ )
Surgencia	HT100	0.90	31.64	0.0026	118.214
	HT350	0.23	31.64	0.0026	120.784
Mezcla surgencia	HT100	1.54	12.51	0.0025	43.888
	HT350	0.76	12.51	0.0023	51.068
Socavón Arsenical	HT100	77.64	116.85	0.0024	163.378
	HT350	28.72	116.85	0.0023	383.164
Manantial	HT100	6.70	31.29	0.0027	91.043
	HT350	5.79	31.29	0.0024	106.233

Fuente: Elaboración propia.

Para las muestras de surgencia y manantial la concentración inicial de arsénico es de  $31 \mu\text{g/L}$ . Para estas muestras, los dos materiales lograron reducir la concentración inicial a una concentración por debajo de la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2000), siendo el material HT350 el que mejor resultado mostró para surgencia y para el manantial. Para la muestra de socavón arsenical la concentración inicial de arsénico es bastante alta:  $116 \mu\text{g/L}$  y el material HT350 es el que mayor remoción mostró, reduciéndola a  $28.72 \mu\text{g/L}$ , muy cerca de la norma oficial mexicana como se muestra en la figura 5. También, es este mismo material el que presenta mayor valor en  $q$ , con  $383.164 \mu\text{g/g}$ , como se aprecia en la figura 6.



**Figura 5.** Remoción de arsénico de agua natural.  
Fuente: Elaboración propia.

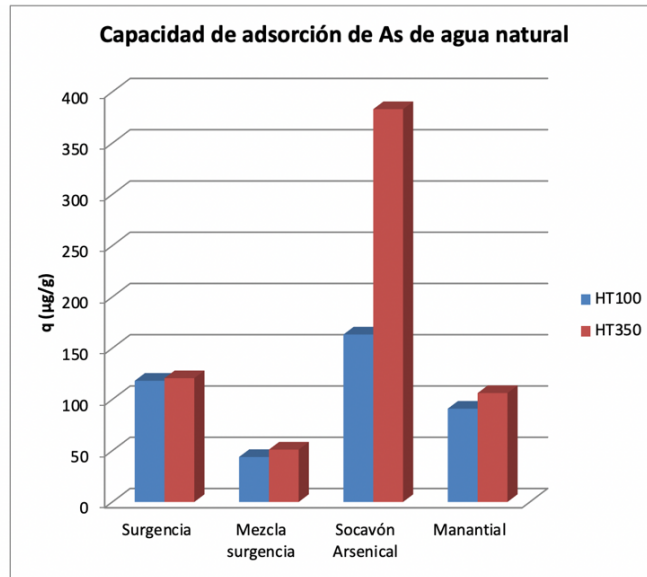


Figura 6. Capacidad de adsorción de arsénico de agua natural.  
Fuente: Elaboración propia.

## Discusión

### Caracterización

Como se aprecia en la figura 1, se puede constatar debido a la aparición de los picos característicos de un compuesto tipo HT que la síntesis del compuesto ha sido exitosa, aunque es apreciable que debido a la gran cantidad de ruido en la señal HT100 se trata de un compuesto con una baja cristalinidad. En el caso del material HT350 tratado térmicamente, se aprecia que se pierde esa estructura laminar y el material se torna más amorfo. El análisis térmico diferencial y el termogravimétrico nos muestran que aun el material HT350 sigue siendo un hidróxido doble, el cual en este caso ya comienza a perder sus aniones interlaminares a diferencia del material HT100, que solo ha perdido el agua físisorbida o superficial.

### Prueba de remoción de arsénico

En general, ambos materiales tienen una capacidad de adsorción muy similar especialmente a bajas concentraciones de arsénico; sin embargo, puede observarse en las isotermas que el material HT350 tiene mejor desempeño. Hay que aclarar que, aunque la tendencia de los datos de las isotermas es consistente, la dispersión de los datos obtenidos aumenta considerablemente conforme aumenta la concentración en el equilibrio. Esto se debe a que la técnica para leer altas concentraciones es hacer más de una dilución, lo que acarrea mucha variabilidad. Aun así, los resultados obtenidos son muy útiles en el sentido en que determinan con claridad la superioridad del material HT350 sobre el material HT100.

### Contacto con muestras naturales

El experimento de contacto con muestras naturales contaminadas con arsénico pone de manifiesto la aplicabilidad de los materiales adsorbentes. Se observó una remoción favorable de arsénico a niveles por debajo de la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000) en la mayoría de los casos. Es evidente la reducción de la capacidad de remoción  $q$  en estos experimentos con respecto a los contactos con las soluciones sintéticas, debido a la interacción del material adsorbente con diversos iones existentes en la muestra de agua, especialmente carbonatos.

## Conclusiones

Es apreciable que ambos materiales, HT100 y HT350, tienen un desempeño similar a bajas concentraciones de arsénico, mostrándose ligeramente superior el material HT350, el cual es mejor en todos los casos. La evaluación de la capacidad de adsorción de arsénico muestra que el material HT350 tiene el mejor desempeño de manera general, mostrando un valor de  $q$  de 447.7 mg/g para 0.0022 g de material a una concentración inicial de 553.4958 mg/L, con 17.8% de remoción. Para las pruebas con bajas concentraciones en el intervalo de 10 ppb a 1000 ppb mostró el mismo material el mayor valor  $q$  de 4.7693 mg/g, con 98.25% de remoción. Derivado de los experimentos con muestras naturales, se plantea el potencial que poseen estos materiales como alternativa para ser integrados en un proceso de tratamiento de agua contaminada con arsénico con resultados favorables.

## Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y a la División de ingenierías del campus Guanajuato de la Universidad de Guanajuato, y particularmente al Dr. Luis Enrique Mendoza Puga por el apoyo brindado para el desarrollo de este trabajo de investigación.

## Referencias

- Alvarado Silva, L. F. (2001). *Cuantificación de Arsénico y Flúor en agua de consumo en localidades de seis Estados de la República Mexicana con hidrofluorosis endémica*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.
- Caporale, A. G., Pigna, M., Azam, S. M. G. G., Sommella, A., Rao, M. A., & Violante, A. (2013). Effect of competing ligands on the sorption/desorption of arsenite on/from Mg-Fe layered double hydroxides (Mg-Fe-LDH). *Chemical Engineering Journal*, 225(1), 704–709. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.03.111>
- Coronado-González, J. A., Del Razo, L. M., García-Vargas, G., Sanmiguel-Salazar, F., & Escobedo-de la Peña, J. (2007). Inorganic arsenic exposure and type 2 diabetes mellitus in Mexico. *Environmental Research*, 104(3), 383–389. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.03.004>
- Del Razo, L. M., García-Vargas, G. G., Valenzuela, O. L., Hernández-Castellanos, E., Sánchez-Peña, L. C., Currier, J. M., Drobná, Z., Loomis, D., & Stýblo, M. (2011). Exposure to arsenic in drinking water is associated with increased prevalence of diabetes: a cross-sectional study in the Zimapán and Lagunera regions in Mexico. *Environmental Health*, 10(73), 1-11. doi: <https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-73>
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (22 de noviembre de 2000). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. 15, México, D.F.,
- Dong, J., & Su, S. Y. (2009). The association between arsenic and children's intelligence: a meta-analysis. *Biological Trace Element Research*, 129(1-3), 88-93. doi: <https://doi.org/10.1007/s12011-008-8298-1>
- Fahami, A., Nasiri-Tabrizi, B. (2013) Characterization of mechanochemical-synthesized hydroxyapatite-magnesium titanate composite nanopowders. *Journal of Advanced Ceramics*, 2(1), 63-70. doi: <https://doi.org/10.1007/s40145-013-0043-3>
- Hamadeh, H. K., Trouba, K. J., Amin, R. P., Afshari, C. A., & Germolec, D. (2002) Coordination of altered DNA repair and damage pathways in arsenite exposed keratinocytes. *Toxicological Sciences*, 69(2), 306-316. doi: <https://doi.org/10.1093/toxsci/69.2.306>
- Hu, L., Percheron, A., Chaumont, D., Brachais, C. (2011). Microwave-assisted one-step hydrothermal synthesis of pure iron oxide nanoparticles: magnetite, maghemite and hematite. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 60, 198-205. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10971-011-2579-4>
- Kim, Y., & Lee, B. K. (2011). Association between urinary arsenic and diabetes mellitus in the Korean general population according to KNHANES 2008. *Science of Total Environment*, 409(19), 4054-4062. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.003>

- Mokhtar, M., Inayat, A., Ofili, J., & Schwieger, W. (2010). Thermal decomposition, gas phase hydration and liquid phase reconstruction in the system Mg/Al hydrotalcite/mixed oxide: A comparative study. *Applied Clay Science*, 50, 176-181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.07.019>
- Nishida, S., Takesoe, S., Yamasaki, Y., & Nakahira, A. (Septiembre, 2004). *Attempt of arsenic removal in wasted water by inorganic materials*. 14th International Conference on the Properties of Water and Steam, Japan.
- Price, M. (1984.). *Agua Subterránea*. México: Limusa, Noriega Editores.
- Prüss-Üstün, A., & Corvalán, C. (2006). *Ambientes saludables y prevención de enfermedades: hacia una estimación de la carga de morbilidad atribuible al medio ambiente*. Francia: Organización Mundial de la Salud
- Rahman, M. M., Ng, J. C., & Naidu, R. (2009). Chronic exposure of arsenic via drinking water and its adverse health impacts on human. *Environmental Geochemistry and Health*, 31(1),189-200. doi: <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9235-0>
- Türk, T., Alp, I., & Deveci, H. (2009). Adsorption of As(V) from water using Mg-Fe-based hydrotalcite (FeHT). *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 665-670. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.052>
- Smedley, P.L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568. doi: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Wyatt, C. J., Fimbres, C., Romo, I., Méndez, R. O., & Grijalva, M. (1998). Incidence of heavy metal contamination in water Supplies in Northern Mexico. *Environmental research*, 76(2), 114-119. doi: <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3795>
- Yang, L., Dadwhal, M., Shahrivari, Z., Ostwal, M., Paul, K. T., Muhammad, S., & Tsotsis, T. T. (2006). Adsorption of arsenic on layered double hydroxides: effect of the particle size. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 45(13), 4742-4751. doi: <https://doi.org/10.1021/ie051457q>