

Uso potencial de *pellets* para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico en comunidades de Xichú, Gto., México

Pellets potential use for the treatment of contaminated water with arsenic in communities Xichú, Gto. Mexico

Alma Hortensia Serafín Muñoz[◊], Melina Guadalupe Medina García^{**}, Francisco Agustín Vido García^{***}, Berenice Noriega Luna^{*}, Adrián Zamorategui Molina^{*}, Yanmei Li^{****}, Ulises Emiliano Rodríguez Castrejón^{**}

RESUMEN

En el presente trabajo se llevó a cabo el desarrollo del uso de *pellets*, provenientes de residuos lignocelulósicos, para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico de las comunidades del municipio de Xichú, Gto., México. Las muestras de agua, $n = 72$, se evaluaron con base en la NOM-127-SSA1-1994. La concentración más alta de arsénico fue arriba de los límites permisibles, $0.2 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.04 \text{ mg.L}^{-1}$. Los *pellets* utilizados fueron a partir de aserrín, paja de trigo, agave y sorgo. Se optimizó la rampa de temperatura para la mejor consistencia de los *pellets*. Se realizaron varios diseños experimentales con los *pellets*, $n = 162$, a diferentes condiciones, para desarrollar el proceso de activación y tratamiento con Fe (III). Los *pellets* obtenidos fueron colocados en muestras de agua contaminadas con arsénico por 24 h. Se logró una remoción de arsénico a pH entre 6.5 a 7, del $98.50\% \pm 1.2\%$.

ABSTRACT

Present work was carried out development of use of pellets from lignocellulosic waste for arsenic-contaminated waters treatment in communities of Xichu, Guanajuato, Mexico. Water samples, $n = 72$, were evaluated based on NOM-127-SSA1-1994. The highest concentration of arsenic was above permissible limits, $0.2 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.04 \text{ mg.L}^{-1}$. Pellets used were from sawdust, wheat straw, agave and sorghum. Temperature ramp to the best consistency of pellets is optimized. Several experimental designs with pellets were performed, $n = 162$, in different conditions to develop activation process and treatment with Fe (III). Pellets obtained were placed in water samples contaminated with arsenic 24 h. Arsenic removal at pH between 6.5 to 7, of $98.50\% \pm 1.2\%$ was achieved.

Recibido: 28 de junio de 2016
Aceptado: 5 de octubre de 2016

Palabras clave:

Arsénico; *pellets*; residuos lignocelulósicos; tecnologías sustentables; Xichú.

Keywords:

Arsenic; pellets; lignocellulosic wastes; sustainable technologies; Xichú.

Cómo citar:

Serafín Muñoz, A. H., Medina García, M. G., Vido García, F. A., Noriega Luna, B., Zamorategui Molina, A., Li, Y., & Rodríguez Castrejón, U. E. (2016). Uso potencial de *pellets* para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico en comunidades de Xichú, Gto., México. *Acta Universitaria*, 26(NE-2), 22-32. doi: 10.15174/au.2016.1502

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un elemento tóxico para el ser humano y para otros organismos vivos. Al contaminar fuentes naturales de agua afecta su aprovechamiento, el desarrollo de la agricultura sustentable y la sostenibilidad del uso racional de suelos, lo cual se refleja en el rezago del crecimiento socioeconómico de la región afectada (Arroyo, Muñoz, Barrientos, Wrobel & Wrobel, 2013). En la mayoría de los casos en donde se presentan afectaciones a la población por consumo de arsénico en el agua y en alimentos se dan en regiones rurales o núcleos de población dispersos que generalmente no cuentan con redes de distribución de agua potable y su nivel socioeconómico es bajo, lo que dificulta la instalación de plantas potabilizadoras de agua (Asta *et al.*, 2010). Por lo tanto, es importante que las

* Departamento de Ingeniería Ambiental, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato. Av. Juárez núm. 77, Col. Centro, Guanajuato, Gto., México, C.P. 36000. Correo electrónico: semuah@ugto.mx; berenol@hotmail.com; zamorategui@ugto.mx

** Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato. Av. Juárez núm. 77, Col. Centro, Guanajuato, Gto., México, C.P. 36000. Correo electrónico: melina_gpe_medin@outlook.com; erodriguezcastrejon@gmail.com

*** Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato. Noria Alta s/n, Col. Noria Alta, Guanajuato, Gto., México, C.P. 36050. Correo electrónico: favidog@yahoo.com.ar

**** Departamento de Minas Metalurgia y Geología, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato. Ex Hacienda de San Matías s/n, Col. San Javier, Guanajuato, Gto., México, C.P. 36025. Correo electrónico: yanmeili@ugto.mx

◊ Autor de correspondencia.

investigaciones actuales desarrollen tecnologías fáciles de utilizar, sustentables, eficientes y de bajo costo para la eliminación del arsénico en el agua superficial o subterránea.

La toxicidad del As es alta, por lo que la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha puesto como límite máximo permisible (LMP) 0.010 mg.L^{-1} , ya que aun en bajas concentraciones puede causar diversas enfermedades a largo plazo, como enfermedades neoplásicas malignas, conjuntivitis, astenia o trastornos neurológicos y hematológicos (Romero, Nuñez, Gutiérrez, Armienta & Cenciceros-Gómez, 2011), así como también trastornos de la piel como melanodermia, leucodermia y/o queratosis palmo-plantar que pueden evolucionar a enfermedades más graves como distintos tipos de cáncer. Varios países han adoptado el LMP recomendado por la OMS como son Estados Unidos de América, India y Japón, en otros casos como México, Alemania y Canadá el LMP es de 0.025 mg.L^{-1} , sin embargo, en países como Bangladesh, China y la mayoría de América Latina el LMP es de 0.050 mg.L^{-1} (Camacho, Gutiérrez, Alarcón-Herrera, Villalba & Deng, 2011). En el caso de México, el LMP era de 0.050 mg.L^{-1} hasta el 2005, cuando de acuerdo con la modificación de la NOM-127-SSA1-1994 este valor se redujo a la mitad, 0.025 mg.L^{-1} (Secretaría de Salud y Asistencia [SSA], 1999).

El As puede estar presente en el agua de forma natural o por contaminación antropogénica; cuando ocurre de forma natural generalmente es debido a la actividad volcánica, la erosión de minerales y los incendios forestales, los cuales pueden liberar arsénico a la atmosfera; también existen actividades antropogénicas responsables de la generación de arsénico, como la aplicación de pesticidas y fertilizantes para la agricultura, la quema de combustibles fósiles, la minería, las fundidoras y otras actividades industriales (Simpson *et al.*, 2011).

En la naturaleza podemos encontrar dos especies de arsénico inorgánico: As (V) y As (III), siendo este último el más móvil y tóxico; en el agua lo más común es encontrar oxianiones de ambas especies, los cuales tienen una elevada movilidad y variación de la concentración en los cuerpos de agua (López *et al.*, 2012). Generalmente, el As (V) prevalece más en aguas superficiales que están oxigenadas, mientras que el As (III) es más probable que aparezca en aguas subterráneas en condiciones anaerobias; dichos procesos se encuentran controlados por el pH y el potencial redox (Vaclavikova, Gallios, Hredzak & Jakabsky, 2008).

En varias partes de América Latina y en el mundo se presentan problemas de arsénico relacionados con el agua subterránea, las personas expuestas al arsénico

ponen en riesgo su salud ya que en muchos casos no tienen conocimiento del problema y sus organismos van acumulando el arsénico hasta ocasionarles afecciones severas (Illiná, Martínez, Segura, Villarreal & Gregorio, 2009).

Para el caso de México existen diversas investigaciones que reportan la presencia de As en el agua subterránea y superficial debido a fuentes naturales y también a la contaminación antropogénica (Camacho *et al.*, 2011; Guédron, Duwig, Prado, Point, Flores & Siebe, 2014; Morales *et al.*, 2015; Ortega-Guerrero, 2016). En cuanto al agua subterránea, las autoridades mexicanas del agua y de salud han detectado contaminantes tales como fluoruros, hierro, manganeso y arsénico en algunos acuíferos, especialmente en las cuencas áridas del norte y centro del país; en cuerpos de agua superficiales se ha encontrado arsénico en asociación con actividad minera en algunas áreas montañosas del norte y centro de México (Arreguín, Chavéz, Soto & Smedley, 2015).

El estado de Guanajuato es conocido por su alta actividad minera, la cual tuvo como resultado la generación de residuos mineros que fueron depositados en áreas aledañas a las minas. En la actualidad no se tiene mucho conocimiento sobre la composición y propiedades de estos sitios, ni del potencial de afectación al ambiente y a las aguas. Una de las zonas identificadas con altas concentraciones de arsénico en el estado es la mina La Aurora, perteneciente al municipio de Xichú, Gto., donde se encuentran depósitos de jales mineros que han contaminado los suelos de la zona circundante y el agua del río Xichú, del cual se abastecen varias comunidades del municipio (Salas, 2014).

En el presente trabajo se llevó a cabo el estudio de adsorción del arsénico en *pellets* modificados provenientes de biomasa residual de la región para remover arsénico de aguas contaminadas, con la finalidad de proponer una tecnología sustentable y de bajo costo para uso en las comunidades de Xichú con presencia de arsénico en el agua de consumo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diagnóstico de la concentración de arsénico en muestras de agua

Toma de muestras de agua

La toma de muestras se llevó a cabo en puntos geográficos ubicados dentro de tres comunidades pertenecientes al municipio de Xichú, Gto., México: Cristo Rey ($21^{\circ}22'18''\text{N}$, $100^{\circ}00'37''\text{O}$), Casitas

(21°18'24.92"N, 100°8'29.46"O) y en los jales La Aurora (21°19'35.93"N, 100° 2'1.66"O), localizado dentro de la comunidad de Río Abajo (figura 1). Para el caso de Cristo Rey, las muestras fueron recolectadas de la laguna del mismo nombre estableciendo cuatro puntos perimetrales: CR-1 (21°22'26.29"N, 100°0'27.65"O), CR-2 (21°22'31.44"N, 100°0'25.72"O), CR-3 (21°22'29.20"N, 100°0'28.16"O), CR-4 (21°22'27.74"N, 100°0'24.56"O) y uno central, CR-5 (21°22'28.99"N, 100°0'26.47"O) (figura 2a). En Casitas, las muestras C-1 (21°18'27.04"N, 100°8'26.61"O), C-2 (21°18'25.90"N, 100°8'31.17"O) y C-3 (21°18'26.70"N, 100°8'34.31"O) corresponden al agua entubada que llega directamente a las casas de los habitantes (figura 2b). En la comunidad de río Abajo, las muestras fueron tomadas dentro del área de los jales La Aurora, sobre el río Xichú, siendo cuatro puntos de toma principales: F-1 (21°19'35.80"N, 100° 2'3.52"O), F-2 (21°19'36.67"N, 100°1'58.66"O), F-3 (21°19'40.62"N, 100°1'56.19"O) y F-4 (21°19'49.99"N, 100°1'56.76"O) (figura 2c). Las muestras fueron recolectadas durante los meses de noviembre del 2015 y junio del 2016. Para la toma de muestras se procedió de acuerdo con el método indicado en la normatividad mexicana NMX-AA-003-1980 (Diario Oficial de la Federación, 1980).

Análisis de las aguas obtenidas en las comunidades de Xichú, Gto., México

In situ se analizaron los parámetros de pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, alcalinidad, cloro residual libre, cianuros (como CN^{-1}), sulfatos (SO_4^{-2}), sulfuros (S^{-2}), ferroso (Fe^{+2}), nitratos (NO^{-3}), nitritos (NO^{-2}), los totales de los metales: cobre (Cu), cromo (Cr), plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), zinc (Zn) y el metaloide, arsénico (As). Se utilizaron los siguientes equipos de campo: colorímetro Smart 3 *LaMotte*, colorímetro DR 900 *Hatch*, medidor pH/RDO/Conductividad 5-Star *Thermo Scientific*, espectrofotómetro DR 3900 *Hatch*, Arsenator *Watech*. Los reactivos utilizados fueron kits de la propia marca del equipo para cada parámetro. Los parámetros de carbono orgánico total (TOC), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), fueron analizados en el laboratorio. Se utilizaron los equipos de TOC-Torch, espectrofotómetro marca *Beckman Du 650*. Se analizaron los elementos totales de arsénico, cadmio, cobre, cromo, fierro, mercurio, plomo y zinc, por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo ICP-MS *Agilent*. Se utilizaron soluciones estándares (*Sigma Aldrich* y *Golden Bell*) para curva de calibración de cada elemento. Todas las muestras fueron analizadas por triplicado. Los resultados obtenidos fueron comparados con los LMP de la NOM-127-SSA1-1994.

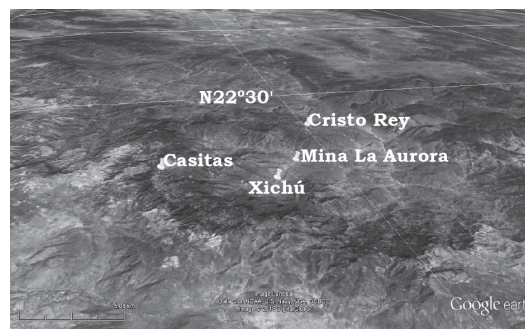


Figura 1. Localización de las zonas de estudio en las tres comunidades pertenecientes al municipio de Xichú, Gto. México: Casitas, C1-C3, Mina La Aurora, F-1 a F-4, y Cristo Rey, CR-1 a CR-5. Fuente: Google Earth 7.1.5.1557 Google Inc. 00020.00019.00015.04331, GEPFREE.

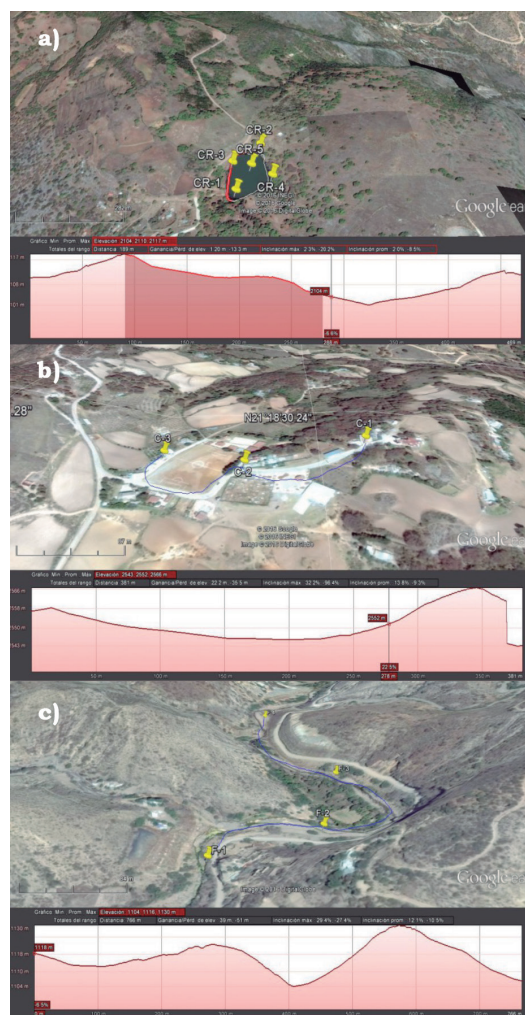


Figura 2. Localización de los puntos de toma de muestras de aguas. Fuente: Google Earth 7.1.5.1557 Google Inc. 00020.00019.00015.04331, GEPFREE.

Desarrollo de tecnología sustentable para la remoción de arsénico

Se utilizaron *pellets* elaborados a partir de cuatro biomásas residuales: aserrín, paja de trigo, residuos de agave y esquilmo de sorgo; todos fueron elaborados a partir de desechos agrícolas provenientes del municipio de Xichú y comunidades de Casitas, Cristo Rey y Río Abajo. Los residuos fueron pelletizados por la empresa TODO PELLET (Irapuato, Gto.).

Caracterización de los *pellets*

Se determinó la densidad de los *pellets* midiendo su volumen y peso para determinar la densidad promedio de cada material.

Para obtener los porcentajes de humedad, materia orgánica e inorgánica (cenizas) de los *pellets*, se utilizaron las siguientes ecuaciones:

El porcentaje de humedad se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Humedad} = \left(\frac{\text{Peso fresco} - \text{Peso seco}}{\text{Peso fresco}} \right) (100). \quad (1)$$

El porcentaje de materia orgánica eliminada a 285 °C, materia orgánica remanente y materia orgánica total, se calculó utilizando las siguientes ecuaciones (2-4):

$$\% \text{ Materia orgánica eliminada} = \left(\frac{\text{Peso seco} - \text{Peso carbizado}}{\text{Peso fresco}} \right) (100). \quad (2)$$

$$\% \text{ Materia orgánica remanente} = \% \text{ Materia orgánica total} - \% \text{ Materia orgánica eliminada}. \quad (3)$$

$$\% \text{ Materia orgánica total} = \left(\frac{\text{Peso seco} - \text{Peso cenizas}}{\text{Peso fresco}} \right) (100). \quad (4)$$

El porcentaje de materia inorgánica (cenizas) se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Materia inorgánica} = \left(\frac{\text{Peso de cenizas}}{\text{Peso fresco}} \right) (100). \quad (5)$$

El contenido de As en los *pellets* se determinó por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Las muestras fueron previamente

digestadas con ácido nítrico (HNO₃ alta pureza, *Sigma Aldrich*). Se utilizó solución estándar de arsénico (*Sigma-Aldrich*) para curva de calibración.

Preparación de muestras

Optimización de transformación de *pellets*

Se realizaron varias pruebas para la optimización de las mejores características físicas de consistencia sólida y no quebradiza para la obtención *pellets* carbonizados en una mufla (*Arsa*), con la siguiente rampa de temperatura: 285 °C durante una hora con 45 min y 560 °C durante media hora. Se dejaron enfriar hasta temperatura ambiente en un desecador (*Kimax*) y se pesaron para obtener el peso carbonizado.

Selección de *pellets*

Los *pellets* carbonizados (de las biomásas residuales utilizadas) y su par sin carbonizar se colocaron en una solución acuosa de arsénico total a una concentración de 0.10 mg.L⁻¹, durante un tiempo de contacto de 24 h con agitación de 100 rpm. Al finalizar el periodo de tiempo los *pellets* obtenidos y las soluciones restantes fueron colocados en tubos de polipropileno. Posteriormente, las muestras fueron llevadas a digestión ácida y llevadas a la cuantificación de arsénico total por espectrometría de absorción atómica con generador de hidruros.

Proceso de activación para *pellets* carbonizados

Se seleccionaron los *pellets* provenientes de la biomasa residual que presentaron la mejor respuesta de adsorción de arsénico. Para la activación de estos *pellets* carbonizados se eligió el método de activación químico utilizando tres ácidos: ácido fosfórico al 4.85 M, ácido acético al 4.85 M y ácido acético comercial diluido al 5%. Durante el proceso de activación se colocaron *pellets* en una solución de cada ácido durante tres periodos de tiempo de contacto: 2 h, 4 h y 6 h, terminado el tiempo de contacto se retiraron los *pellets* del ácido, se carbonizaron a 200 °C durante 1 h, se dejaron enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador y se guardaron en tubos de polipropileno para su uso posterior.

Tratamiento de ajuste de pH para *pellets* activados con H₃PO₄

El tratamiento realizado para aumentar el pH a los *pellets*, cuyo agente activante fue H₃PO₄, fue basado en la investigación realizada por Jahan, Motin, Moniuzzaman & Asadullah (2008) para la obtención de carbón activado a partir del palo de yute usado para remover arsénico del agua. Cabe resaltar que se realizaron

algunas modificaciones al proceso citado: después de completar el proceso de activación del material seleccionado, las muestras se llevaron a un pH de 7.0 ± 0.4 , mediante lavados con una solución de NaOH al 0.1% durante 24 h con agitación de 100 rpm y fueron secadas en horno a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 h.

Tratamiento para adicionar Fe (III)

Con la finalidad de aumentar la eficiencia de adsorción de arsénico de los *pellets* carbonizados y activados se les dio un tratamiento para incorporar partículas de hierro (Fe III) al material (Jang, Chen, Zou, Cannon & Dempsey, 2010). Se disolvió el precursor de hierro (FeCl_3) en agua destilada a una concentración de 15% de Fe (III). Se dispersó 0.5 ml de la solución de Fe (III) sobre un *pellet* seco y activado (0.3 g aproximadamente). Posteriormente se secó a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 h, terminado dicho tiempo dejar enfriar a hasta alcanzar temperatura ambiente. El *pellet* se lavó con agua destilada para eliminar exceso de Fe (III) y dejar secando nuevamente en el horno a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 h (Jang *et al.*, 2010). Se midió el pH del agua de lavado proveniente de las muestras de *pellets* después de la adición de Fe (III), obteniendo un resultado promedio de 3.3, por lo que se procedió a dar un lavado a las muestras con un volumen de 10 mL de una solución de NaOH al 1% durante 90 min con una agitación de 100 rpm, hasta alcanzar un pH neutro.

Remoción de arsénico por *pellets* activados y tratamiento con Fe (III)

Primeramente, se llevó a cabo la remoción de arsénico con los *pellets* activados con base en el tratamiento ácido y fueron colocados en una solución acuosa de arsénico total a una concentración de $0.10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, durante un tiempo de contacto de 24 h con agitación de 100 rpm. Al finalizar el periodo de tiempo, los *pellets* obtenidos y las soluciones restantes fueron colocados en tubos de polipropileno. Mismas condiciones fueron utilizadas para el estudio de la remoción de arsénico de *pellets* activados con ácido y tratados con Fe (III). Posteriormente, las muestras fueron llevadas a digestión ácida y llevadas a la cuantificación de arsénico total por espectrometría de absorción atómica con generador de hidruros.

Determinación de arsénico total

Digestión ácida

Las muestras se prepararon utilizando el proceso de digestión ácida (Serafin, Gutierrez, Wrobel, Martínez & Wrobel, 2005). Para las muestras de los *pellets* (sin carbonizar y carbonizados) se procedió a pesar en

promedio $0.01\text{ g} - 0.02\text{ g}$ de muestra fresca y para las muestras de las soluciones se tomaron 0.5 mL; cada muestra se depositó de forma individual en tubos de borosilicato agregando 1 mL HNO_3 de alta pureza (*Sigma Aldrich*), se taparon y se procedió a calentarlos en un termoreactor a $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 30 min, $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 30 min y $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 60 min, se dejaron enfriar hasta llegar a temperatura ambiente, se les agregó 0.5 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y finalmente se agitaron en vortex.

Análisis de arsénico total

Para determinación de arsénico total fue llevada a cabo en un espectrómetro de absorción atómica Perkin Elmer Pinnacle con generador de hidruros (HG-AAS). Para la curva de calibración se utilizó solución estándar de As de 1000 ppm (*Sigma Aldrich*). Las condiciones de análisis fueron con base en las establecidas en el manual de MHS 15-Perkin Elmer. Se utilizó HCl de alta pureza (*Fermont*), el NaBH_4 (*Sigma Aldrich*), NaOH (*Fermont*), ácido ascórbico (*Sigma Aldrich*) y KI (*Fermont*).

RESULTADOS

En la tabla 1 se muestran los resultados obtenidos para la calidad de agua de las muestras provenientes de las comunidades de Cristo Rey (CR-1 a CR-5), los jales La Aurora (F-1 a F-4) y Casitas (C1-C4). Se representan los valores promedio de los parámetros obtenidos de las muestras de agua provenientes de los puntos geográficos dentro del área de estudio para cada comunidad. Para el caso específico de las muestras de agua provenientes de las comunidades de Cristo Rey y Río Abajo (jales La Aurora), podemos observar que las concentraciones promedio obtenidas de los parámetros de arsénico, cadmio, mercurio y plomo salen fuera de los LMP de la NOM-127-SSA1-1994, siendo $0.015\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.002\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.017\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.003\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0.080\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.004\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para CR-1 a CR-5 y $0.155\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.024\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.005\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, y $0.14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en F-1 a F-4, respectivamente. Siendo los valores más altos para el caso de estudio del área de los jales La Aurora. Los demás parámetros cumplen con los LMP. En la tabla 2 se muestran la optimización de la rampa de temperatura adecuada para la carbonización de los *pellets*, los tiempos y temperaturas finales. Para la optimización de la rampa de temperatura obtenida se llevaron a cabo varios experimentos ($n = 10$) para obtener las mejores características de consistencia sólida-compacta de los *pellets* (figura 3). En la tabla 3 se muestran los resultados de las características físico-químicas de cada tipo de *pellets*.

Tabla 1.

Análisis de agua de las comunidades de Xichú, Gto., México: Cristo Rey, Casitas y Río Abajo (jales La Aurora).

Parámetros	Muestras de agua			NOM-127-SSA1-1994
	CR-1, CR-2, CR-3, CR-4 y CR-5	C-1, C-2, C-3	F-1, F-2, F-3, F-4	
Arsénico (mg.L ⁻¹)	0.015 ± 0.002	n.d.	0.155 ± 0.04	0.025
Cadmio (mg.L ⁻¹)	0.02 ± 0.01	n.d.	0.04 ± 0.01	0.005
Carbono Orgánico Total (mg.L ⁻¹)	22.483 ± 2.11	2.01 ± 1.01	29.86 ± 3.01	---
Cianuros (como CN ⁻) (mg.L ⁻¹)	0.001 ± 0.0002	n.d.	0.11 ± 0.07	0.07
Cloro residual libre (mg.L ⁻¹)	0.042 ± 0.022	0.056 ± 0.021	0.046 ± 0.008	0.20 – 1.50
Cobre (mg.L ⁻¹)	n.d.	0.080 ± 0.02	0.210 ± 0.11	2
Cromo (mg.L ⁻¹)	0.013 ± 0.011	n.d.	0.02 ± 0.004	0.05
Demanda Química de Oxígeno (mg.L ⁻¹)	4.390 ± 1.01	1.17 ± 0.70	4.05 ± 1.00	---
Fierro (mg.L ⁻¹)	0.027 ± 0.009	0.05 ± 0.01	0.15 ± 0.10	0.3
Mercurio (mg.L ⁻¹)	0.017 ± 0.003	n.d.	0.024 ± 0.005	0.001
Nitratos (como N) (mg.L ⁻¹)	1.567 ± 0.89	0.9 ± 0.03	2.9 ± 1.01	10
Nitritos (como N) (mg.L ⁻¹)	0.004 ± 0.001	n.d.	n.d.	1
Oxígeno disuelto (mg.L ⁻¹)	7.867 ± 2.0	0.8 ± 0.03	6.8 ± 2.08	---
pH	8.9 ± 0.3	7 ± 0.11	8.5 ± 0.55	6.50 – 8.50
Plomo (mg.L ⁻¹)	0.080 ± 0.004	n.d.	0.14 ± 0.01	0.01
Sólidos totales (mg.L ⁻¹)	141.667 ± 9.83	41.9 ± 0.88	112.5 ± 7.01	---
Sólidos suspendidos totales (mg.L ⁻¹)	33.333 ± 5.88	9.86 ± 0.01	20 ± 6.66	---
Sólidos disueltos totales (mg.L ⁻¹)	108.333 ± 10.1	32.04 ± 2.10	92.5 ± 3.11	1000
Temperatura (°C)	25.9 ± 0.55	20.8 ± 1.01	27.3 ± 2.08	---
Zinc (mg.L ⁻¹)	0.043 ± 0.008	0	1.5 ± 0.90	5

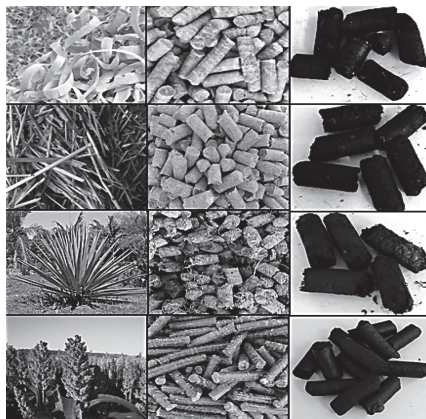
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2.

Rampa de temperatura utilizada para la carbonización de pellets.

Temperatura (°C)	Tiempo (min)
115	30
205	60
285	10

Fuente: Elaboración propia.

**Figura 3.** Pellets carbonizados provenientes de diferente biomasa residual, obtenidos de la optimización de la rampa de temperatura.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.

Características físicas y concentración de arsénico de los pellets.

Parámetro	Aserrín	Paja de trigo	Agave	Sorgo
% Humedad	6.02	4.26	4.14	3.92
% Materia orgánica eliminada	56.54	51.78	40.56	32.56
% Materia orgánica remanente	37.79	33.71	50.41	37.36
% Materia orgánica total	94.33	85.49	90.97	69.92
% Materia inorgánica (cenizas)	5.67	14.51	9.03	30.08
Concentración As (µg As/g)	0.033	0.030	0.045	0.011
Densidad (g/cm ³)	1.17	1.11	1.09	1.41

Fuente: Elaboración propia.

Es importante resaltar el contenido del arsénico de los pellets de diferentes biomásas residuales. La concentración más alta la presentaron los pellets provenientes del agave, seguido por paja de trigo, aserrín y paja de sorgo, $0.045 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.05 \text{ mg.L}^{-1}$, $0.033 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.008 \text{ mg.L}^{-1}$, $0.030 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.010 \text{ mg.L}^{-1}$ y $0.011 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.009 \text{ mg.L}^{-1}$; respectivamente. Los resultados de las pruebas de adsorción utilizando pellets sin carbonizar y carbonizados se muestran en la figura 4. Se observa

que los *pellets* provenientes de aserrín son los que tuvieron la mayor capacidad de remoción tanto en los provenientes de *pellets* carbonizados (C) como sin carbonizar (SC), $14.94 \text{ mg.L}^{-1} \pm 1.1 \text{ mg.L}^{-1}$ y $13.04 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.9 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Seguidos por los *pellets* provenientes de agave, $11.20 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.8 \text{ mg.L}^{-1}$ (C) y $9.96 \text{ mg.L}^{-1} \pm 1.0 \text{ mg.L}^{-1}$ (SC), sorgo $6.02 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.6 \text{ mg.L}^{-1}$ (C) y $2.28 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.4 \text{ mg.L}^{-1}$ (SC) y paja, $5.6 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.6 \text{ mg.L}^{-1}$ (C) y $0.01 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.001 \text{ mg.L}^{-1}$ (SC). Con base en los resultados obtenidos, se seleccionaron los *pellets* provenientes de aserrín para la siguiente fase de activación de *pellets*.

En la figura 5, se aprecian los resultados obtenidos de la adsorción de arsénico con los *pellets* carbonizados activados por los diferentes tratamientos ácidos: ácido fosfórico, H_3PO_4 (PCP), ácido acético, CH_3COOH (PCAc) y con vinagre comercial (PCV), a diferentes tiempos 2 h, 4 h y 6 h. Los mayores porcentajes de remoción de arsénico (As) fueron a 6 h. La mayor remoción fue obtenida en PCAc de $17.2\% \pm 2.1\%$, seguida de $15.6\% \pm 1.8\%$ y $12.6\% \pm 0.9\%$, en PCP y PCV. Para 2 h y 4 h, se obtuvieron los porcentajes promedio de $5.5\% \pm 0.2\%$ y $9.1\% \pm 1.1\%$ para PCP, $15.0\% \pm 1.3\%$ y $15.7\% \pm 1.8\%$ para PCAc, y $14.3\% \pm 1.6\%$ y $15.0\% \pm 1.3\%$ para PCV, respectivamente. En la tabla 4 y 5, se muestran los cambios de pH obtenidos durante el tiempo transcurrido en ambos procesos.

En la parte experimental con Fe III, se seleccionaron los *pellets* activados obtenidos del tiempo de 6 h con el tratamiento ácido. Posteriormente de sumergirlos por 24 h con una solución de FeCl_3 , se obtuvieron los *pellets* tratados PCVFe, PCAcFe y PCPFe, con base en el origen del tratamiento con el respectivo ácido. En la figura 6, se muestran los resultados de la adsorción de As por *pellets*, provenientes de aserrín, carbonizados, activados e impregnados con Fe (III). Se puede observar que el valor máximo obtenido fue del $98.50\% \pm 1.2\%$ de remoción de arsénico presente en el agua, por PCVFe, seguido cercanamente por el $97.61\% \pm 0.8\%$ correspondiente por los PCAcFe. El valor mínimo obtenido fue de $93.0\% \pm 1.5\%$ por PCPFe. Para la cuantificación de As total en las muestras por HG-AAS, el límite de detección fue de 7.2 mg.L^{-1} , límite de cuantificación de 24.0 mg.L^{-1} , precisión 3.0% (R.S.D.), recuperación 95%, R^2 0.9998.

DISCUSIÓN

La calidad del agua proveniente de la comunidad de Casitas, Xichú, Gto., cumplen con los LMP de la NOM-127-SSA1-1994. El agua distribuida a la comunidad de Casitas no presenta arsénico por lo que es apta para consumo humano (tabla 1).

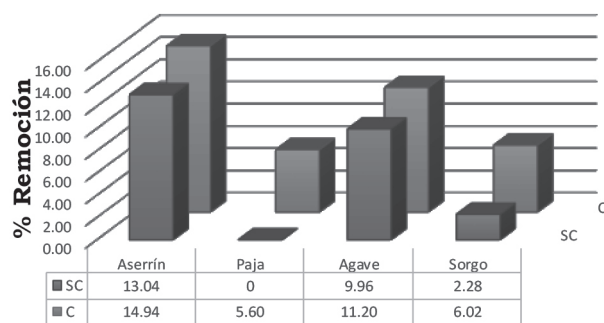


Figura 4. Resultados de la remoción del arsénico en agua mediante *pellets* sin carbonizar y carbonizados.

Fuente: Elaboración propia.

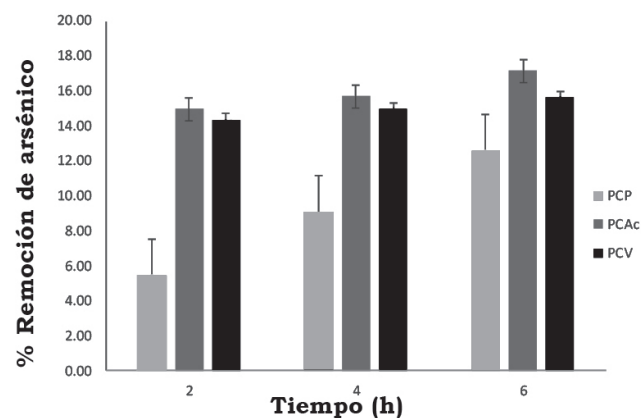


Figura 5. Resultados de la adsorción utilizando *pellets* activados.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Valores de pH de los *pellets* activados con H_3PO_4 durante el proceso de ajuste de pH con NaOH.

Material	pH inicial	pH (lavado con agua caliente)	pH (lavado NaOH)
PCP6Na	4.0	4.4	6.8
PCP6-4Na	4.0	5.2	7.0

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Valores de pH de los *pellets* modificados con Fe (III) durante el ajuste de pH con NaOH.

Material	pH inicial	pH 1 ^{er} lavado (NaOH)	pH 2 ^{do} lavado (NaOH)
PCP6Fe	3.3	3.9	7.3
PCAc6Fe	3.4	4.4	7.4
PCV6Fe	3.2	3.9	7.4

Fuente: Elaboración propia.

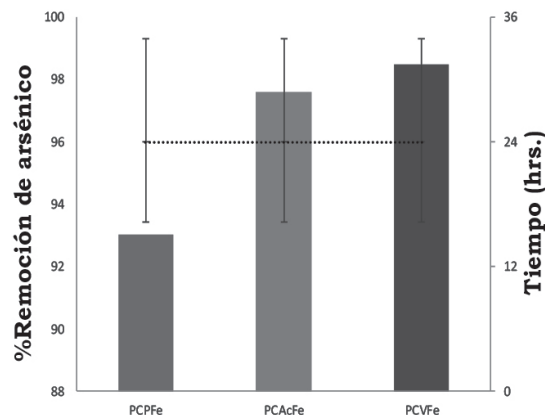


Figura 6. Resultados de la prueba de adsorción utilizando *pellets* impregnados con Fe (III).

Fuente: Elaboración propia.

El agua de la laguna de Cristo Rey presenta cantidades mínimas de arsénico, superando los LMP de la OMS (0.010 mg.L^{-1}), pero sin rebasar los LMP de la normatividad mexicana (0.025 mg.L^{-1}). Sin embargo, se encontraron concentraciones de cadmio y mercurio por arriba de los LMP. Además de arsénico, varios trabajos reportan las altas concentraciones de cadmio, mercurio y plomo. La presencia de plomo se asocia principalmente por la adsorción de los óxidos de hierro, los cuales se encuentran abundantemente en la naturaleza, lo que está considerado como un mecanismo de fijación universal (Banerjee, 2003). Además, por su alta constante de estabilidad con los ácidos húmicos, el plomo forma complejos estables, así como la tendencia que presentan para precipitarse con los ácidos fúlvicos a bajas concentraciones (Hlavay & Polyák, 1998). El cadmio presenta una preferencia por formar enlaces con carbonatos, siendo la zona de Cristo Rey, Xichú, característica por la presencia de calizas. En cuanto a la presencia de mercurio, estudios han publicado sobre la mineralización de este elemento en vetas confinadas en las formaciones marinas cretácicas y jurásicas de la Sierra Gorda (Hernández-Silva, Schárek, Bartha & Solorio-Munguía, 2009). Esta mineralización está relacionada con los procesos hidrotermales que tienen su origen en el magmatismo terciario (Hinojo-Alonso, Hernández-Silva, Martínez-Reyes & Kotsarenko, 2009). Sumado a esto, el intemperismo que presentan las rocas a través del tiempo está asociado con el suelo, sedimentos y plantas. En consecuencia, el efecto en el medio ambiente a través de diversos procesos como la erosión, lixiviación, oxidación y transporte puede hacer que el mercurio esté presente en el entorno y ser transportado a grandes distancias (Parsons & Percival, 2005). Como resultado de los procesos de intemperismo

y del manejo del cinabrio por el hombre prehispánico (HgS) y moderno (cinabrio, arsenopirita, pirita, istibinita, antimonita), una parte significativa del mercurio se encuentra en el medio ambiente circundante.

Las muestras de agua provenientes de los jales de la mina La Aurora presenta concentraciones elevadas de arsénico, en promedio de hasta ocho veces el LMP de la normatividad mexicana por lo que resulta un peligro su consumo directo para los pobladores de la zona. En trabajos anteriores, se le atribuye la contaminación con arsénico en cuerpos de agua por la movilidad acuosa del arsénico proveniente en el municipio de Xichú (Salas, 2014).

Bajo este contexto, se llevó a cabo el estudio de la remoción de arsénico en aguas contaminadas por este elemento, a través de *pellets* provenientes de residuos lignocelulósicos de la propia región.

La primera fase experimental fue enfocada a la obtención de *pellets* activados. Inicialmente, los *pellets* fueron carbonizados y posteriormente activados por tratamiento ácido. Se logró la optimización de la rampa de temperatura para la carbonización de los *pellets* teniendo las siguientes condiciones: $115 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 30 min, $205 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 60 min y $285 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 10 min, este procedimiento difiere de otras investigaciones en las cuales se carboniza el material a $400 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 20 min (Velázquez, Bolaños & Pliego, 2010), sin embargo nuestro objetivo fue carbonizar el material, pero sin llegar a la generación de cenizas, con la finalidad de conservar sus propiedades mecánicas y así facilitar su uso.

La ventaja de utilizar como materia prima biomasa de aserrín, paja de trigo, agave o sorgo es debido a que son residuos agrícolas que se producen en nuestro estado, lo cual disminuye los costos de producción, a diferencia de otros materiales adsorbentes que han sido estudiados en investigaciones anteriores pero no son generados en grandes cantidades en nuestra región, entre ellos podemos mencionar a residuos lignocelulósicos de oliva o bambú (Deliyanni, Kyzas, Triantafyllidis & Matis, 2015), así como cáscara de naranja, tamarindo y manzana (Tejada-Tovar, Villabona-Ortiz & Garcés-Jaraba, 2015).

En los análisis de caracterización de los *pellets* se encontró contenido de arsénico en su composición original. Las concentraciones encontradas fueron de $0.011 \text{ } \mu\text{g As/g}$ a $0.045 \text{ } \mu\text{g As/g}$ de biomasa seca (tabla 2). Estos valores no son analíticamente significativos para la concentración de remoción del arsénico utilizada de $10 \text{ } \mu\text{g/L}$ de las aguas contaminadas.

Posteriormente, se determinaron las mejores condiciones para la mineralización de los *pellets*: se redujo la cantidad de muestra a un décimo del peso propuesto en la metodología original, se aumentó el tiempo de calentamiento y las muestras se dejaron en reposo durante 4 días antes de agregar 0.5 mL de peróxido de hidrógeno en lugar de los 0.2 mL reportados en la literatura. Las modificaciones realizadas al proceso de mineralización original (Serafin *et al.*, 2005) fueron requeridas debido a la composición de las muestras tratadas.

En la prueba realizada con *pellets* sin carbonizar y carbonizados podemos ver que el material más eficiente para adsorber arsénico fue el aserrín. Lo cual coincide con investigaciones en donde se usan diversas especies forestales y productos lignocelulósicos para la producción de carbón activado para el tratamiento de aguas (Herrera, Morales & Pérez, 2004) y para el tratamiento de agua contaminada con arsénico (Mohan & Pittman, 2007). Como se observa en la figura 4, existe un incremento en la adsorción de arsénico al carbonizar los materiales, principalmente para el sorgo, seguido del agave y el aserrín, en el caso de la paja no se puede hacer dicha comparación debido a que en la prueba preliminar se observó que el material sin carbonizar adsorbe el 100% de porcentaje del agua y por lo tanto no se utilizó en esta parte experimental. Con base en los resultados obtenidos, se eligió al aserrín carbonizado como el material a utilizar para fabricar carbón activado.

Los resultados de la activación de *pellets*, muestran que el mejor agente activante es el CH_3COOH a una concentración de 4.85 M y por un tiempo de contacto para la activación de 6 h. Aunque el CH_3COOH resultó el mejor agente activante y no modificó el pH del agua, su eficiencia de adsorción no mejoró mucho a comparación de los *pellets* solamente carbonizados. Se esperaba que los resultados del H_3PO_4 fueran más favorables debido a que bibliográficamente es el agente activante más común para generar carbón activado (Herrera *et al.*, 2004; Mohan & Pittman, 2007; Menéndez, 2008; Sevilla, 2015), por lo que se decidió realizar el ajuste de pH a los *pellets* activados con H_3PO_4 con lavados con NaOH al 0.1% logrando un pH neutro, sin embargo, al realizar la prueba de adsorción no se obtuvieron grandes cambios en la adsorción de arsénico a comparación del material con pH ácido.

En la siguiente parte experimental se observó que los *pellets* provenientes de la activación con el H_3PO_4 y el CH_3COOH y tratados con Fe (III) fueron los mejores materiales para la remoción del arsénico,

aproximadamente el 99% (figura 6). En otros trabajos, muestran resultados en donde la adición de fierro mejora el desempeño del tratamiento utilizado para remover arsénico del agua (*Environmental Protection Agency* [EPA], 2000; Jang *et al.* 2010; Lee, Um & Yoon 2003). El material activado con CH_3COOH comercial (vinagre) también obtuvo buenos resultados pudiendo ser una alternativa de menor costo para su producción, 98%.

CONCLUSIONES

Entre las diversas comunidades de Xichú, Gto., México, existe un alto contraste en calidad de agua. En la comunidad de Casitas, el agua potable presenta una buena calidad, cumpliendo con los LMP de las normas oficiales mexicanas. Mientras, el agua proveniente del río Xichú en río Abajo (jales La Aurora) presentaron altas concentraciones de arsénico, ocho veces arriba de los LMP, $0.2 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0.04 \text{ mg.L}^{-1}$. Para el caso de comunidades aún más alejadas de la cabecera de Xichú, como Cristo Rey, el agua proveniente de cuerpos de agua, presenta una calidad media, ya que no cumplió con todos los LMP de la NOM-127-SSA1-1994. El presente trabajo desarrollado muestra una alternativa de utilización de *pellets* activados y tratados con Fierro (III) para la remoción de arsénico. Una de las ventajas es el uso de los residuos lignocelulósicos propios de las comunidades como materia prima para la obtención de *pellets*. Otra importante ventaja es que este proceso por su bajo costo y por la innovación aplicada pone las bases y da pauta para desarrollar una tecnología sustentable que se pueda implementar de manera doméstica en las propias comunidades.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Q. Manuel Alejandro Méndez Vázquez de la empresa GEMAR por la producción de *pellets*, a la Dra. María del Pilar González Muñoz y a la Dra. Teresa Razo Lazcano del Laboratorio Nacional de la Universidad de Guanajuato por los análisis de ICP-OES. Asimismo, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo técnico y económico para la realización de la investigación. A la Red Temática de Bioenergía. Al Dr. Luis Enrique Mendoza Puga, director de la División de Ingenierías del Campus Guanajuato, de la Universidad de Guanajuato, por el apoyo y facilidades para el logro de este trabajo. A la Mtra. Lourdes Vázquez del municipio de Xichú, Gto., y al Sr. Cirilo Mercado Ortega de la comunidad de Cristo Rey por el valioso apoyo al interior de las comunidades.

REFERENCIAS

- Arreguín, F. I., Chavéz G., R., Soto, P. R., & Smedley, P. L. (2015). *Revista Digital Tlaloc*, 13(2). Recuperado el 30 de junio de 2015 de http://www.revistataloc.org.mx/antiores/edicion_45/art_02_edi45.htm
- Arroyo, Y. R. R., Muñoz, A. H. S., Barrientos, E. Y., Wrobel, K., & Wrobel, K. (2013). Natural Decrease of Dissolved Arsenic in a Small Stream Receiving Drainages of Abandoned Silver Mines in Guanajuato, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol*, 91(5), 539-544. doi: 10.1007/s00128-013-1091-7
- Asta, M. P., Ayora, C., Roman-Ross, G., Cama, J., Acero, P., Gault, A. G., Charnock, J. M., & Bardelli, F. (2010). Tracking down arsenic in contaminated waters. *ESRF news*, 54, 6. Recuperado de http://www.idaea.csic.es/index.php?option=com_ogngroups&view=list_publicacions&Itemid=97&cid=41&lang=es
- Banerjee, A. D. K. (2003). Heavy metals levels and solid phase speciation in street dust of Delhi, India. *Environ. Pollut*, 123(1), 95-105.
- Camacho, L. M., Gutiérrez, M., Alarcón-Herrera, M. T., Villalba, M. D., & Deng, S. (2011). Occurrence and treatment of arsenic in groundwater and soil in northern Mexico and southwestern USA. *Chemosphere*, 83(3), 211-225.
- Deliyanni, E., Kyzas, G., Triantafyllidis, K., & Matis, K. (2015). Activated carbons for the removal of heavy metal ions: A systematic review of recent literature focused on lead and arsenic ions. *Open Chemical Engineering Journal*, 13(1), 699-708.
- Diario Oficial de la Federación (25 de marzo de 1980). NMX-AA-003-1980 : Aguas residuales-Muestreo.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1999). *Technologies and Cost for Removal of Arsenic from Drinking Water*. Recuperado en abril de 1999 de www3.epa.gov
- Google Earth 7.1.5.1557 Google Inc. 00020.00019.00015.04331, GEPFREE.
- Guédrón, S., Duwig, C., Prado, B. L., Point, D., Flores, M. G., & Siebe, C. (2014). (Methyl) Mercury, Arsenic, and Lead Contamination of the World's Largest Wastewater Irrigation System: the Mezquital Valley (Hidalgo State-Mexico). *Water Air Soil Pollut*, 225(8), 2045. doi: 10.1007/s11270-014-2045-3
- Hernández-Silva, G., Schárek, P., Bartha, A., & Solorio-Munguía, G., (2009). Aspectos preliminares de mercurio y gas radón en la zona mineralizada del municipio de San Joaquín, Qro. *Mercurio: impacto en el hombre y la naturaleza al sur de la Sierra Gorda de Querétaro* (pp. 41-48).
- Herrera Builes, J. F., Morales Yepes, W. A., & Pérez Schile, J. D. (2004). Selección de un método para producir carbón activado utilizando cuatro especies forestales. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 57(2), 2501-2516.
- Hlavay, J., & Polyák, K. (1998). Chemical Speciation of Elements in Sediment Samples Collected at Lake Balaton. *Microchemical Journal*, 58(3), 281-290.
- Hinojo-Alonso, N., Hernández-Silva, G., Martínez-Reyes, J., Kotsarenko, A., (2009). Aspectos preliminares de mercurio y gas radón en la zona mineralizada del municipio de San Joaquín, Qro. En *Mercurio: Impacto en el Hombre y la Naturaleza, Sur de la Sierra Gorda de Querétaro* (p. 25-33). (Ed. Hernández-Silva, G.)
- Illiná, A., Martínez, H. J. L., Segura, C. E. P., Villarreal, S. J. A., & Gregorio, J. K. M. (2009). Biosorción de arsénico en materiales derivados del maracuyá. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(4), 201-216.
- Jahan, M. I., Motin, M. A., Moniuzzaman, M., & Asadullah, M. (2008). Arsenic removal from water using carbon obtained from chemical activation from yute stick. *Indian Journal of Chemical Technology*, 15(4), 413-416.
- Jang, M., Chen, W., Zou, J., Cannon, F. S., & Dempsey, B. A. (2010). *Arsenic removal by iron-modified activated carbon*. New Mexico: WERC.
- Lee, Y., Um, I. H., & Yoon, J. (2003). Arsenic(III) oxidation by iron(VI) (ferrate) and subsequent removal of arsenic (V) by iron(III) coagulation. *Environmental Science Technology*, 37(24), 5750-5756.
- López, D. L., Bundschuh, J., Birklee, P., Armientaf, M. A., Cumbal, L., Sracekh, O., Cornejo, L., & Ormachea, M. (2012). Arsenic in volcanic geothermal fluids of Latin America. *Science of the Total Environment*, 1(429), 57-75. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.08.043
- Menéndez Díaz, J. A. (2008). *Residuos de biomasa para la producción de carbones activos y otros materiales de interés tecnológico*. España: Universidad de Oviedo.
- Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). Arsenic removal for water/wastewater using adsorbents. A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 1-53.
- Morales, I., Villanueva-Estrada, R. E., Rodríguez, R., & Armienta, M. A. (2015). Geological, hydrogeological, and geothermal factors associated to the origin of arsenic, fluoride, and groundwater temperature in a volcanic environment "El Bajío Guanajuatense", México. *Environmental Earth Sciences*, 75(6), 5403-5415. doi: 10.1007/s12665-015-4554-9
- Ortega-Guerrero, A. (2016). Evaporative concentration of arsenic in groundwater: health and environmental implications, La Laguna Region, Mexico. *Environ Geochem Health*. doi :10.1007/s10653-016-9866-5.
- Parsons, M. B., & Percival, J. B. (2005). Mercury sources measurements cycles and effects mac short course 34 halifax. Recuperado el 31 de marzo de 2015 de <http://documents.mx/documents/mercury-quicksilver-parsons-mb-percival-jb-2005-mercury-sources-measurements-cycles-and-effects-mac-short-course-34-halifax.html>
- Romero, F. M., Núñez, L., Gutiérrez, M. E., Armienta, M. A., & Cenciceros-Gómez, A. E. (2011). Evaluation of the potential of indigenous calcaeous shale for neutralization and removal of arsenic and heavy metals from acid mine drainage in the Taxco mining area, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(2), 191-203.
- Salas Megchún, E. F. (2014). *Geoquímica y mineralogía de jales en mina Aurora, Xichú, Guanajuato* (tesis para obtener el grado de maestro en Ciencias de la Tierra). Universidad Nacional Autónoma de México: México.
- Secretaría de Salud y Asistencia (SSA). (1999). *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización*. Recuperado el 11 de febrero de 2015 de <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html>
- Serafin, M. A. H., Gutierrez, C. F., Wrobel, K., Martínez, S. G., & Wrobel, K. (2005). Subcellular distribution of aluminum, bismuth, cadmium, chromium, copper, iron, manganese, nickel and lead in cultivated mushrooms (*Agaricus bisporus* and *Pleurotus ostreatus*). *Biological Trace Element Research*, 106(3), 265-277.

- Sevilla, U. D. (julio de 2015). *El Tratamiento de Agua Potable*. Recuperado el 15 de abril de 2016 de <http://www.elaguapotable.com/Manual%20del%20carb%C3%B3n%20activo.pdf>
- Simpson, S., Sherriff, B. L., Van Gulk, J., Khozhina, E., Londry, K., & Sidenko, N. (2011). Source, attenuation and potential mobility of arsenic at New Britannia Mine, Snow Lake, manitoba. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1843-1854.
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecno Lógicas*, 18(34), 109-123.
- Vaclavikova, M., Gallios, G. P., Hredzak, S., & Jakabsky, S. (2008). Removal of arsenic from water streams: an overview of available techniques. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 10(1), 89-95.
- Velázquez, A., Bolaños, E., & Pliego, Y. (2010). Optimización de la producción de carbón activado a partir de bambú. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 9(3), 359-366.
- Wang, S., & Mulligan, C. N. (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Science of the Total Environment*, 366(2-3), 701-721.