

EVALUACIÓN DE LA ARCILLA NATURAL DE CHACO COMO ADSORBENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON ARSÉNICO

EVALUATION OF NATURAL CLAY FROM CHACO AS AN ADSORBENT IN THE TREATMENT OF WATER CONTAMINATED WITH ARSENIC

 Anjhela Callo Mamani¹  José Villanueva Salas¹

¹Universidad Tecnológica de los Andes, Perú.

²Universidad Católica de Santa María, Perú.

Correspondencia:

Mag. Anjhela Callo Mamani

acallom@utea.edu.pe

Para citar este artículo: Callo, A., & Villanueva, J. (2022).
Evaluación de la arcilla natural de chaco como adsorbente en el
tratamiento de aguas contaminadas con arsénico.
Revista de Investigación Hatun Yachay Wasi, 1(1), 9 - 22.
<https://doi.org/10.57107/hyw.v1i1.1>

RESUMEN

El incremento de la concentración de arsénico (As) en las aguas disponibles para el consumo humano, se ha convertido en un problema global. Este hecho requiere del diseño de sistemas de tratamiento dirigidos a minimizar la concentración de este metal y mitigar sus efectos, por lo que el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la capacidad de adsorción de As de la arcilla de Chaco, de la región de Arequipa en Perú, para la depuración de aguas contaminadas provenientes de efluentes mineros. Esta evaluación se basó en el ajuste de las isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir empleando un sistema de jarras. Las condiciones de temperatura, pH y masa de sólido adsorbente empleadas fueron definidas a partir de un experimento exploratorio inicial. La mejor capacidad de remoción, se obtuvo para la combinación de pH, temperatura y masa de sólido en 3, 18 °C y 1,2 g respectivamente; el mejor ajuste se logró para el modelo de Langmuir con un R² de 0,986 y una capacidad de adsorción máxima de 3,543 mg/g, considerada como aceptable. Se concluyó que los parámetros del modelo de Langmuir corroboraron que el sistema de adsorción evaluado puede ser viable para la remoción del arsénico.

Palabras clave: adsorción, Chaco, arsénico, isotermas.

ABSTRACT

The increase in the concentration of arsenic (As) in the water available for human consumption has become a global problem. This fact requires the design of treatment systems aimed at minimizing the concentration of this metal and



mitigating its effects, for which the present work aims to evaluate the adsorption capacity of As from Chaco clay, from the Arequipa region in Peru, for the wastewater treatment from mining effluents. This evaluation was based on fitting the Freundlich and Langmuir adsorption isotherms using a jar system. The conditions of temperature, pH and mass of adsorbent solid used were defined from an initial exploratory experiment. The best removal capacity occurred for the combination of pH, temperature and solid mass at 3, 18 °C and 1.2 g respectively; the best fit was achieved for the Langmuir model with an R^2 of 0.986 and a maximum adsorption capacity of 3.543 mg/g, considered acceptable. It was concluded that the parameters of the Langmuir model confirmed that the evaluated adsorption system can be viable for the removal of arsenic.

Keywords: adsorption, Chaco, arsenic, isotherms.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son elementos químicos con una densidad mayor a 4 g/cm³ y una masa atómica por encima de 20, son tóxicos a bajas concentraciones y causantes de un gran número de enfermedades crónicas y varios tipos de cáncer. Entre estos metales se pueden mencionar el hierro, cobre, cadmio, arsénico, mercurio, plomo, cromo y otros más (Londoño - Franco et al., 2016).

El arsénico, de símbolo químico As, ha sido clasificado químicamente como un metaloide, con propiedades tanto de metal como de elemento no metálico (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR], 2005). Se encuentra ampliamente distribuido, ocupando el vigésimo lugar en la corteza terrestre entre los elementos más abundantes (Rangel et al., 2015; Rodríguez, 2021). En estado elemental es un sólido de color gris, pero en la naturaleza se presenta generalmente combinado con oxígeno, cloro y azufre con los que forma compuestos inorgánicos, generalmente de color blanco, que no tienen olor ni sabor especial, por lo que

resulta difícil detectarlos en los alimentos, el agua o el aire (ATSDR, 2005).

La actividad antropogénica es la vía fundamental de movilización del arsénico en la atmósfera, el suelo y las aguas, especialmente las relacionadas con la actividad minera y la quema del carbón y el petróleo (Rodríguez, 2021); sin embargo, aproximadamente un tercio del presente en la atmósfera proviene de fuentes naturales como reacciones ambientales, actividad biológica y emisiones volcánicas (Galetovic & de Fernicola, 2003; Rangel et al., 2015). Cuando la contaminación por metales es de origen antrópico, sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica.

La presencia del arsénico y el incremento de sus concentraciones en los suelos y las aguas se ha ido convirtiendo en un problema global. La movilidad y solubilidad de sus compuestos facilita la acumulación en animales y vegetales, transmitiéndose posteriormente al ser humano a través del consumo de pescado, mariscos, carne

y vegetales (Fundación Vasca para la Seguridad Agroalimentaria [ELIKA], 2013).

Las exposiciones prolongadas a este metaloide pueden causar daños crónicos a la salud (Rangel et al., 2015). En efecto, se ha clasificado al arsénico como un agente carcinogénico para humanos, con base a estudios epidemiológicos que relacionan la aparición del cáncer con su ingestión en el agua de bebidas. También se ha relacionado la exposición al arsénico con el cáncer en la piel y del pulmón (Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer [IARC], 2004).

La Organización Mundial de la Salud (2018), ha recomendado el límite de concentración de As para agua de bebida en 0,01 mg/L. Para eliminar o minimizar la concentración de arsénico y otros metales pesados en agua se emplean un grupo grande de tecnologías que comprenden, desde los tratamientos en plantas potabilizadoras convencionales, hasta las llamadas tecnologías de remediación.

Los procesos de remediación que se conocen actualmente incluyen los convencionales procesos de oxidación, precipitación, coagulación y ablandamiento con cal, también otros de reciente aparición como: ósmosis inversa, microfiltración, nanofiltración, adsorción y tratamientos biológicos como la biorremediación y la fitorremediación, así como, la electrodiálisis y la electrocinética, entre otros (Makris et al., 2006; Francisca & Carro, 2014).

La adsorción es uno de los métodos más empleados actualmente para la remoción del arsénico. Esta se refiere a un proceso de transferencia de masa en la que un soluto queda atrapado en la superficie de un sólido adsorbente por fuerzas electrostáticas o de Van Der Waals. Entre los materiales con mayor capacidad de adsorción están el carbón activado, la alúmina activada, las arenas y zeolitas naturales, entre otros (Goel et al., 2004; Mejía - Zamudio et al., 2009). Existen muchas otras alternativas de medios basados en adsorbentes modificados (Mejía - Zamudio et al., 2009) y en años recientes se ha usado una amplia variedad de otros adsorbentes entre los que se encuentran los materiales biológicos, que prevé el uso de materiales lignocelulósicos como adsorbentes (Tejada - Tovar et al., 2015). De forma general, los medios adsorbentes son especialmente atractivos por su capacidad de generar menor volumen de residuos en comparación a las otras tecnologías y también porque en algunos casos el medio puede ser regenerado (Figuroa, 2013).

Entre los materiales adsorbentes más utilizados se encuentran las arcillas (Molinos, 2017), constituidas por agregados de silicatos de aluminio hidratados, procedentes de la descomposición de minerales de aluminio. La llamada arcilla Chaco, es una arcilla blanca muy empleada como agente adsorbente y está compuesta básicamente por disilicato aluminico dihidratado ($Al_2O_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 2H_2O$).

Este mineral se encuentra en gran abundancia en la región Arequipa, de bajo costo y posee propiedades adsorbentes para ser usado en la adsorción del arsénico (Tapia, 2017).

El objetivo de esta investigación fue evaluar la capacidad de adsorción del arsénico (As) de la arcilla de Chaco, para la depuración de aguas contaminadas provenientes de efluentes mineros.

MATERIALES Y MÉTODOS

La arcilla de Chaco utilizada para la evaluación proviene de la zona aledaña a la ciudad de Arequipa. Se procedió a una preparación previa de la arcilla: se colocaron 250 g de piedras de Chaco en una beaker de 250 mL de capacidad y se suspendieron en 100 mL agua ultrapura con una conductividad de 0,054 ns/cm a 25 °C. La suspensión obtenida se agitó durante 30 minutos utilizando un agitador magnético y al cabo de ese tiempo el sobrenadante fue filtrado empleando un filtro Kitasato. El filtrado se secó durante 24 horas a 50 °C en una estufa y luego el material seco, con menos de 5 % de humedad, se pasó por un tamiz de 150 μ m, granulometría de la arcilla preparada para la evaluación de la capacidad de adsorción.

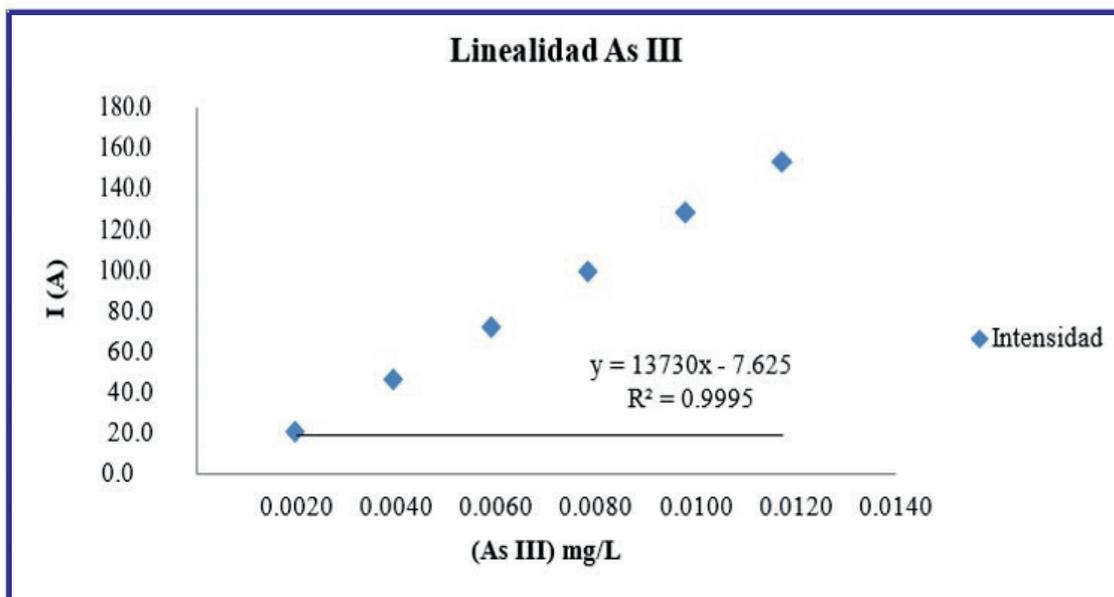
La medición de la concentración de As se realizó por una técnica voltamétrica basada en la reducción del As^{5+} a As^{3+} por la presencia de L-cisteína según la estandarización de una técnica voltamétrica para la determinación de arsénico total en agua (Callo, 2013).

Los parámetros voltamperométricos medidos fueron: tiempo inicial de purga: 300 s, potencial de deposición: -0.44 V, tiempo de deposición: 60 s, tiempo de equilibrio: 15 s, potencial de inicio: -0.60 V, potencial final: -0.70 V, amplitud de pulso: 0.06 V, tiempo de pulso: 0.04 s; paso de voltaje: 0.003967, tiempo de paso de voltaje: 0.4 s, velocidad de barrido: 0.0099 V/s. Todas las medidas fueron realizadas por voltamperometría de Redisolución catódica (CVS) con el método de adición de estándares, usando la estación voltamétrica 757 VA COMPUTRACE de Metrohm (Callo, 2013).

La estandarización voltamétrica de As^{3+} se realizó a partir de la obtención de una curva de calibración lineal. Para esto se empleó una solución estándar de 1 ppm de arsénico, la cual se añadió a la celda voltamperométrica que contenía 10 mL ácido clorhídrico 1M., 0,046 mL de Cobre (II), y 0,074 mL de Selenio (IV). En la Figura 1, se puede observar la curva de calibración obtenida, que correlaciona la intensidad de la corriente en función de la concentración de arsénico total en la celda. Se aprecia una alta linealidad con un coeficiente de determinación R^2 superior a 0,99 (Callo, 2013).

FIGURA 1

Representación gráfica de la linealidad del método para la determinación de As total



Los límites de detección y cuantificación de la técnica fueron 0,9069 ng/mL (ppb) y 2,4939 ng/mL (ppb) respectivamente, por lo que se puede afirmar que es posible el análisis de trazas de arsénico total en muestras de agua.

Para todas las mediciones potenciométrica se utilizó un electrodo de gota colgante de mercurio (HMDE) y un electrodo auxiliar de platino. Todos los potenciales fueron registrados con un electrodo de referencia Ag/AgCl/KCl 3 M.

Los reactivos y muestras fueron pesados en una balanza analítica marca Ohaus, se usó el purificador Easypure II (Barnstead) de 18.2 MΩ, pipetas de 1, 2, 5 mL, beakers de 25 mL. Todos los reactivos fueron de grado analítico y se utilizó agua ultrapura en todo el procedimiento. Las soluciones de metal estándar fueron de 1000 mg/L de As⁵⁺, Se y Cu, Buffer Britton Robinson a pH 3, 4,6 y 7, ajustado con ácido clorhídrico Suprapur.

Se realizó un experimento exploratorio, tomando un rango algo más amplio de pH y evaluar la capacidad de adsorción para tres niveles de pH de 3, 4,6 y 7, debido a que la mejor adsorción de As sobre Al(OH)₃ y Fe(OH)₃ tiene lugar en un pH entre 4 y 7, por lo que se realizó un diseño factorial con tres niveles y tres factores (pH, temperatura y masas de sólido adsorbente inicial). Se efectuaron 27 tratamientos al combinar los niveles y las variables, con tres repeticiones bajo tratamiento estadístico, tomando como resultado el valor promedio de las determinaciones.

Se evaluaron temperaturas de 18, 25 y 35° C y las masas de sólido adsorbente fueron 1,2, 2,4 y 3,6 g de arcilla de Chaco. La concentración de As inicial fue la misma para todos los tratamientos e igual a 10 mg/L de As³⁺.

La agitación se mantuvo en 60 rpm y el volumen de la solución utilizado fue de 120 mL. El por ciento de sólido adsorbido se tomó como variable respuesta y cada corrida se ejecutó hasta alcanzar el tiempo de equilibrio, momento a partir del cual no cambió la concentración de As en la disolución.

La evaluación de la capacidad adsorbente de la arcilla de Chaco se basó en el ajuste de los modelos de las isothermas de adsorción de Freundlich y Langmuir. Estos modelos, junto a los de Brunauer, Emmet y Teller (BET); así como, los de Temkin, Dubinin-Radushkevich, son los más utilizados para representar la variación de la cantidad de masa adsorbida por unidad de masa del adsorbente sólido contra la concentración del soluto que permanece en la solución de equilibrio en condiciones isotérmicas (Sandoval - Alvarado et al., 2020; Weber, 2003).

Los modelos de Freundlich y Langmuir se representaron matemáticamente por las siguientes ecuaciones (Figuroa, 2013; Tejada - Tovar et al., 2015):

Isoterma de Freundlich

$$q_e = k_F \cdot C_e^{1/n} \quad (1)$$

Donde:

k_F : indicador de la capacidad de adsorción o constante de equilibrio

n : intensidad de adsorción

C_e : es la concentración del metal (As) en el equilibrio

Isoterma de Langmuir

$$q_e = \frac{q_{max} b C_e}{1 + b C_e} \quad (2)$$

Donde:

q_{max} : cantidad máxima metal /peso de biomasa

b : afinidad de los sitios de unión

La determinación de la cantidad adsorbida por el soporte sólido se realizó a partir de un balance de materiales, también empleado por (Álvarez et al., 2003).

$$q_{eo} S = L(C_0 - C) \quad (3)$$

Donde:

q_{eo} : representa la cantidad adsorbida en equilibrio (observada) (mg/g)

S : masa de material sólido adsorbente (g)

C_0 : concentración inicial de As en la disolución (mg/L)

L : volumen de disolución (L)

C_e : concentración de la disolución en equilibrio

Para la obtención de los datos experimentales para el ajuste de las isothermas se utilizó un equipo de jarras o sistema batch. Este equipo cuenta con sistema de agitación controlada y también posee control de la velocidad de agitación, el tiempo de agitación y la temperatura.

Se usaron como concentraciones iniciales de As^{3+} , como trióxido de arsénico, 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0; 30,0; 35,0 y 40,0 mg/L en 120 mL de solución estándar. En cada corrida se empleó una velocidad de agitación de 60 rpm y los valores de temperatura, pH y masa de sólido adsorbente empleados, fueron los determinados en el primer experimento para los cuales se alcanzó la máxima remoción de As.

Análisis estadístico

Luego de determinar los valores de q_{eo} a partir de la ecuación (3) del balance de materiales se ajustaron los modelos de Freundlich y Langmuir empleando la herramienta *Curve Fitting* del software MATLAB (The MathWorks Inc., 2017). Para ambos casos, el ajuste se realizó utilizando el algoritmo de Levenberg-Marquardt. Como resultado de este ajuste se determinaron los parámetros k_F y n del modelo de Freundlich y q_{max} y b del modelo de Langmuir. Además, se determinó el porcentaje de remoción del As para todas las concentraciones probadas, cuyo resultado se incluyó en el análisis posterior de capacidad del sistema de adsorción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de la ejecución del experimento concebido con el diseño factorial, se determinó que el mejor tratamiento, producto de la combinación de los niveles y los factores, resultó ser pH 3, temperatura 18 °C y masa de sólido adsorbente 1,2 g.

En esas condiciones se alcanzó la mayor remoción de As con un 96,64 %. También se determinó que el tiempo de equilibrio en cada caso se alcanzó aproximadamente a los 5 h. Como resultado de la aplicación del balance de materiales según la ecuación (3), se obtuvieron los valores experimentales u observados de la masa de As absorbida en el estado de equilibrio Tabla 1.

TABLA 1

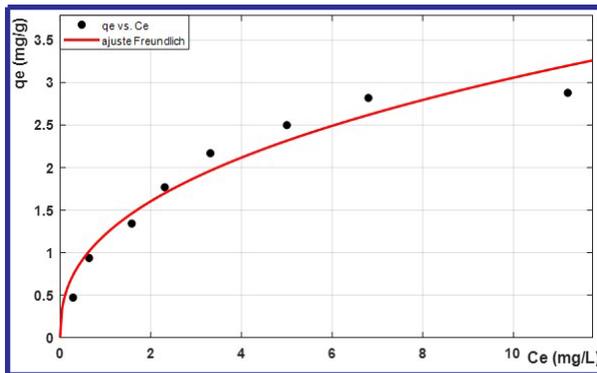
Datos experimentales de concentraciones iniciales y finales de As en la solución y de la cantidad adsorbida por el sólido

C_o (mg/L)	C_f (mg/L)	q_{eo} (mg/g)
2	0,286	0,1714
10	0,639	0,9361
15	1,580	1,3420
20	2,309	1,7691
25	3,315	2,1685
30	5,002	2,4998
35	6,801	2,8199
40	11,20	2,8800

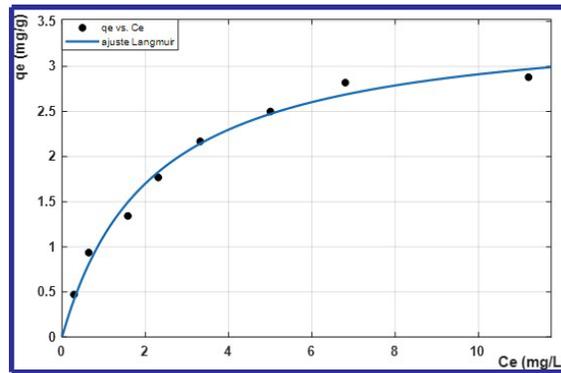
A partir del ajuste de los datos experimentales a los modelos de Freundlich y Langmuir se obtuvieron las curvas que se presentan en la Figura 2, las cuales muestran una aceptable calidad del ajuste para ambos modelos, aunque este ajuste es mejor para el caso del modelo de Langmuir.

FIGURA 2

Representación de los resultados del ajuste de las isotermas de adsorción para los modelos de Freundlich y Langmuir



1 (a) Ajuste de modelo de Freundlich



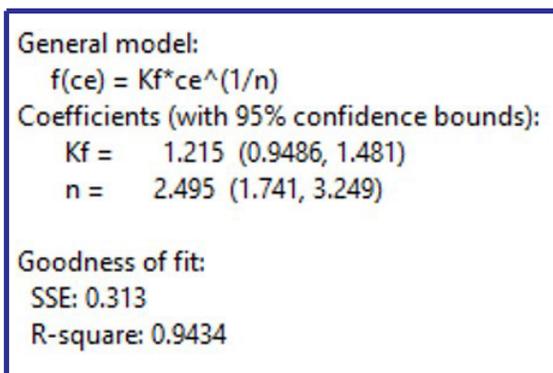
1 (b) Ajuste de modelo de Langmuir

Esta calidad es refrendada por los valores de los coeficientes de determinación R^2 , que es de 0,9434 para el modelo de Freundlich y de 0,9867 para el caso del modelo de Langmuir.

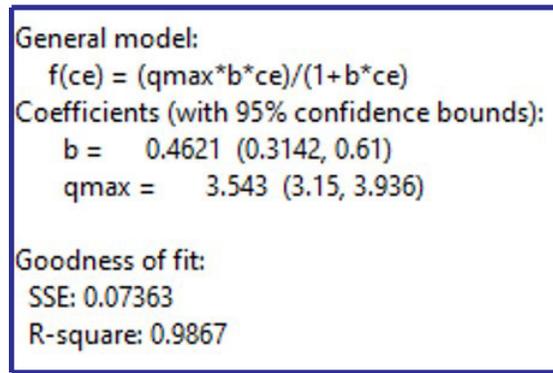
Los coeficientes o parámetros de los modelos fueron obtenidos con un intervalo de confianza del 95 % y, tanto sus valores como los de R^2 se muestran en la Figura 3.

FIGURA 3

Resultados de la determinación de los parámetros de los modelos y de la calidad del ajuste



1 (a) Resultados del ajuste (Freundlich)



1 (b) Resultados del ajuste (Langmuir)

Los resultados del ajuste de la isoterma de Langmuir indican la máxima capacidad de adsorción que se pudiera alcanzar con el sistema evaluado que resultó ser 3,543 mg/g (q_{max}). Aunque este valor de capacidad de adsorción no es de los mayores que han sido reportados, se puede considerar como aceptable dentro de los correspondientes a materiales minerales, teniendo en cuenta que la arcilla empleada no ha recibido ningún tratamiento y que se trata de un producto natural abundante y de bajo costo.

En la Tabla 2, se presentan un grupo de materiales de procedencia mineral con la capacidad de adsorción reportada por algunos autores. Se puede observar que algunos de estos materiales muestran elevadas capacidades de adsorción, como son la Goethita y la zeolita modificada con óxido de magnesio, pero en otros casos, las capacidades son comparables con las logradas en el presente estudio e incluso existen otros reportes de mucha menor capacidad de adsorción.

TABLA 2

Capacidades máximas de adsorción para varios tipos de materiales adsorbentes y soluciones de bajas concentraciones de As

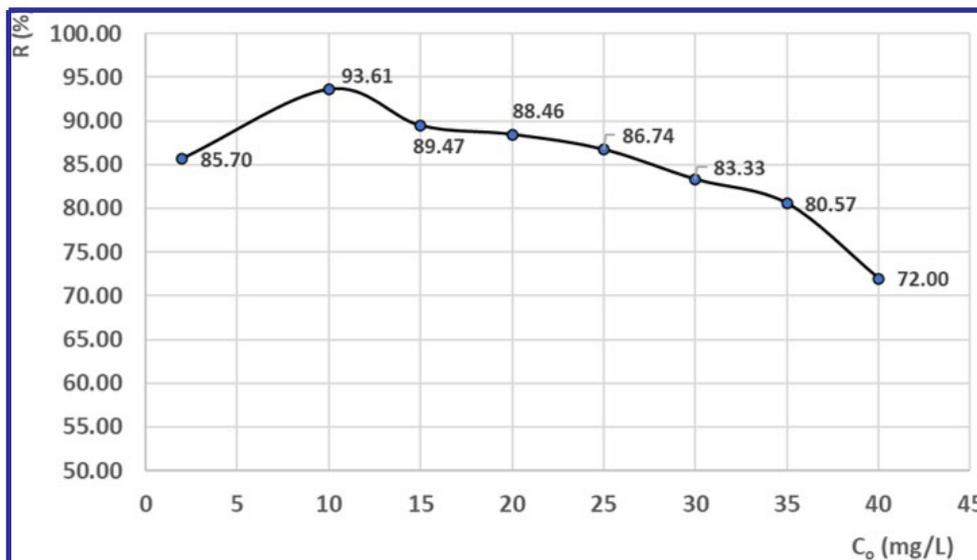
Material	q_{max} (mg/g)	Referencia
Hidrotalcitas tratada térmicamente (HT350)	4,769	(Ceseña et al., 2019)
Arcilla natural (distrito de Parco – Jauja, Perú)	0,006209	(Alvarez & Veli, 2014)
Arena recubierta con óxidos de hierro IOCS y Ferrihidrita (FH)	0,0183 y 0,285	(Thirunavukkarasu et al., 2001)
Mineral de Goethita	9,30	(Paredes, 2012)
Zeolita natural (chabazita) con óxido de magnesio	20,17	(Mejía - Zamudio et al., 2009)
Sericita	0,02857	(Tapia, 2017)
Carbones activados modificados (F400, CAP, CAZ)	0,25 - 1,25	(Vitela, 2011)

A partir de los valores de concentración inicial y final del As de cada corrida experimental también se determinó el comportamiento del por ciento de remoción de As que se muestra en la Figura 4. Se aprecia que esta variable tiene una tendencia decreciente con la concentración inicial de As, de manera que se infiere,

que para valores de C_0 superiores a 40 mg/L, el por ciento de remoción debe ser inferior al 70 %; sin embargo, para C_0 inferiores a 25 mg/L, la remoción siempre fue superior al 85 %, que es un valor aceptable, sobre todo teniendo en cuenta el carácter preliminar de este estudio.

FIGURA 4

Comportamiento de la remoción (%) en función de la concentración inicial de As



Estos resultados obtenidos indican que la arcilla del Chaco presenta potencialidades, para ser utilizadas en el tratamiento de ecosistemas contaminados con As y que el bajo costo de esta arcilla puede permitir un sistema de tratamiento viable y económicamente factible. Esta arcilla, además, es de fácil manipulación y de alcance para la comunidad. A partir de estudios precedentes en los que se evaluó al Chaco como agente adsorbente (Tapia, 2017), también se han reconocido sus potencialidades para la adsorción de As en sistemas contaminados.

A pesar de que se consideren estos resultados como satisfactorios, podrían estudiarse otras líneas de investigación, para mejorar la capacidad de adsorción con la modificación de la arcilla, que pudiera estar relacionada con el diseño de columnas de adsorción empleando este material natural o modificado.

A pesar de que se consideren estos resultados como satisfactorios, podrían estudiarse otras líneas de investigación, para mejorar la capacidad de adsorción con la modificación de la arcilla, que pudiera estar relacionada con el diseño de columnas de adsorción empleando este material natural o modificado.

Entre los adsorbentes modificados, se han comprobado una gran variedad de alternativas, tales como, el hierro con sulfuro, hidróxido férrico granular, óxido de titanio, las arenas cubiertas con óxido de hierro o de manganeso, bauxita, hematita, feldespato, laterita, minerales arcillosos (bentonita, caolinita), carbón de hueso y material celulósico (D'Ambrosio, 2005). Otro grupo de investigadores han utilizado diferentes formas de preparación de zeolitas naturales combinadas con sales o hidróxidos (Roland et al., 1989); asimismo,

los compuestos metálicos como adsorbentes selectivos, para cationes y aniones como el arsénico en soluciones acuosas o el hierro, zirconio, hidróxido de magnesio, ferromanganeso y bauxita, entre otros (Petkova et al., 1997).

Las investigaciones utilizando la arcilla de Chaco de forma natural, que han comenzado con este trabajo, pudieran continuarse con un estudio cinético, que permita la obtención del modelo necesario, para el diseño de cualquier sistema de adsorción. También, debe obtenerse un modelo que, permita describir las interacciones entre las variables temperatura, pH y masa de sólido adsorbente y la dependencia de estas con la capacidad de adsorción, de manera que, se pueda lograr un modelo general del sistema que permita un diseño óptimo del proceso, su validación a nivel de laboratorio y su posible escalado a nivel piloto o semi industrial.

CONCLUSIONES

- El mejor resultado en cuanto al porcentaje de remoción ocurrió con la combinación de pH, temperatura y masa de sólido.
- Se determinó cualitativa y cuantitativamente el arsénico total en estos ensayos. Se estandarizó y validó dicho método encontrándose buena selectividad, una buena linealidad y sensibilidad.

- El sistema real se ajusta a la isoterma de Langmuir.
- Con la determinación de los parámetros del modelo de Langmuir se corroboró que el sistema de adsorción evaluado puede ser viable.

AGRADECIMIENTOS

A las Q.F. Ana J. Zea Chávez, Q.F. Nataly D. García Gutiérrez (†), Q.F. Cynthia M. Moncada Valerio y Q.F. Elizabeth G. Infa Cahuina de la Facultad de las Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas del Laboratorio de Investigación – Proyecto Mercurio de la Universidad Católica de Santa María - Arequipa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR] (2005). *Reseña Toxicológica del Arsénico*. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.html#:~:text=Desde%20la%20antig%C3%BCedad%20se%20sabe,pueden%20ser%20fatales
- Alvarez, G., & Veli, L. (2014). *Remoción de arsénico mediante arcilla natural del agua procedente del manantial de Quero – Jauja*. [Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Centro del Perú]. <https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/3719/Alvarez%20Camarena-Vela%20Jimenez.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Álvarez, J., Bolado, S., Cancillo, I., & Calvo, C. (2003). Dinámica de adsorción – desorción de arsénico (v) en suelos de cultivo en Castilla y León. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, 6, 339 - 342. https://abe.ufl.edu/Faculty/Carpena/files/pdf/zona_no_saturada/estudios_de_la_zona_v6/p331-338.pdf
- Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer [IARC] (2004). *Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants, including Arsenic*. <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono84.pdf>
- Callo, A. (2013). *Remoción de arsénico con arcillas naturales "Chacco" de ecosistemas contaminados*. [Tesis de Maestría Inédita]. Universidad Católica de Santa María
- Ceseña, J., Ramos, E., Serafín, A. H., Palmerin, J., Zanor, G., & Gutiérrez, N. (2019). Remoción de arsénico del agua para consumo humano empleando un hidróxido doble laminar Mg/Fe. *Acta Universitaria Multidisciplinary Scientific Journal*, 29, 1 - 12. <http://doi.org/10.15174/au.2019.2499>
- D'Ambrosio, M. (2005). *Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico*. https://www.produccion-animal.com.ar/agua_bebida/30-tecnologias_remocion_arsenico.pdf
- Figuroa, E. (2013). *Evaluación de una planta piloto de remoción de arsénico por adsorción mediante un medio agaroso*. [Tesis de Licenciatura. Universidad de Chile]. https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/113112/cf-figuroa_el.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Francisca, F., & Carro, M. (2014). Remoción de arsénico en agua mediante procesos de coagulación-floculación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(2), 177 - 190. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000200005&lng=es&tlng=es
- Fundacion Vasca para la Seguridad Agroalimentaria [ELIKA] (2013). *Arsénico*. <https://seguridadalimentaria.elika.eus/wp-content/uploads/2018/01/27.Ars%C3%A9nico.pdf>
- Galetovic, A. & de Femicola, N. (2003). Arsênio na água de beber: um problema de saúde pública. *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas*, 39(4), 365 - 372. <https://doi.org/10.1590/S1516-93322003000400003>
- Goel, R., Kapoor, S, Misra, K., Misra, K., & Sharma, R. (2004). Removal of arsenic from water by different adsorbents. *Indian Journal of Chemical Technology*, 11(4), 518 - 525. [http://nopr.niscpr.res.in/bitstream/123456789/18831/1/IJC-T%2011\(4\)%20518-525.pdf](http://nopr.niscpr.res.in/bitstream/123456789/18831/1/IJC-T%2011(4)%20518-525.pdf)
- Londoño-Franco, L., Londoño-Muñoz, P., & Muñoz-Garcías, F. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145 - 153. DOI:10.18684/B-SAA(14)145-153
- Makris, K., Sarkar, D., & Datta, R. (2006). Evaluating a drinking-water waste by-product as a novel sorbent for arsenic. *Chemosphere*, 64(5), 730 - 741. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.11.054

- Mejía-Zamudio, F., Valenzuela-García, J., Aguayo-Salinas, S., & Meza-Figueroa, D. (2009). Adsorción de arsénico en zeolita natural pretratada con óxidos de magnesio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(4), 17 - 227. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992009000400002&lng=es&tlng=es.
- Molinos, T. (2017). *Arcillas industriales: mineralogía, propiedades físicas y químicas y usos*. [Tesis de Licenciatura. Universidad de Zaragoza]. <https://zaguan.unizar.es/record/60555?ln=es>
- Organización Mundial de la Salud [OMS] (2018). *Arsénico*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- Paredes, J. (2012). *Remoción de arsénico del agua para uso y consumo humano mediante diferentes materiales de adsorción*. [Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmLui/bitstream/handle/132.248.52.100/5084/Tesis.pdf>
- Petkova, V., Rivera, M., Piña, M., Avilés, M., & Pérez, S. (1997). *Evaluación de diversos minerales para la remoción de arsénico de agua para consumo humano*. <https://www.zeocat.es/docs/aguaarsenico.pdf>
- Rangel, E., Montañez, L., Luévanos, M., & Balagurusamy, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103 - 118. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792015000200103
- Rodríguez, C. (2021). Intoxicación por arsénico. *Medicina Legal de Costa Rica*, 38(2), 4 - 16. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1409-0015202100030004
- Roland, E. (1989). *Industrial Production of Zeolites*. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 46, 645 - 659. DOI:10.1016/s0167-2991(08)61019-8
- Sandoval-Alvarado, M., Conejo-Flores, R., Guzmán-Pantoja, J., & García-González, J. (2020). Remoción de arsénico presente en el agua potable del municipio de Ojocaliente, Zac. empleando perlas de gel de quitosano. *Revista del Desarrollo Urbano y Sustentable*, 6(18), 18 - 27. DOI:10.35429/JUSD.2020.18.6.18.27
- Tapia, L. (2017). *Evaluación de arsénico con Chaco (Hidralgiritita) en aguas subterráneas contaminadas del distrito de Taraco - Puno*. [Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Altiplano]. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/5020>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18(34), 109 - 123. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=en&tlng=es

The MathWorks Inc. (2017). *Matlab (Version 9.3.0.713579 (R2017b))*.
<https://la.mathworks.com/>

Thirunavukkarasu, O., Viraraghavan, T., & Subramanian, K. (2001). Removal of Arsenic in Drinking Water by Iron Oxide-Coated Sand and Ferrihydrite – Batch Studies. *Water Quality Research Journal*, 36(1), 55 – 70.
<https://doi.org/10.2166/wqrj.2001.004>

Vitela, A. (2011). *Remoción de arsénico por medio de carbón activado modificado con nanopartículas de hidro (óxidos) de hierro*. [Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica].
<https://repositorio.ipicyt.edu.mx/handle/11627/97>

Weber, W. (2003). *Control de la calidad del Agua - Procesos fisicoquímicos*. Editorial Reverté.
https://books.google.com.ec/books?id=TLpz h5HQYvgC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbg_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false