

Remoción de As (V) de agua subterránea mediante adsorción en arenas revestidas con nitrato férrico

V. Rodríguez Salemi¹; L. Marquina¹; C. Hildt¹; B. Gómez¹; V. Fusé²; L. Higa¹

1) Instituto Nacional del Agua, Centro del Uso del Agua; Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables

2) Universidad Nacional del Centro, Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Cs. Físicas y Ambientales.

E-mail: vsalemi@ina.gov.ar

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue obtener un medio adsorbente para la remoción de As (V) de aguas subterráneas y determinar su eficiencia.

El material adsorbente consistió en arena de construcción a la cual se la sometió a un proceso de revestimiento con nitrato férrico mediante ciclos de enfriamiento y calentamiento. Se realizaron 6 tratamientos con diferentes condiciones de temperatura y humedad. La evaluación del proceso de revestimiento se realizó a partir de microscopía electrónica, análisis de composición superficial elemental y digestión ácida para la determinación del hierro total depositado sobre la superficie del mineral. Se determinó la eficiencia de remoción de As (V) a través de ensayos en *batch*: máxima capacidad de remoción e isothermas de adsorción.

La composición elemental superficial de la arena antes del proceso de revestimiento fue de un 87.4 % de Si, mientras que después del proceso el 100 % de la superficie estaba cubierta con Fe, corroborándose la efectividad del recubrimiento ensayado. Los tratamientos que se realizaron con un mayor tiempo de exposición a 550°C presentaron mejor capacidad de adsorción de As (V) (71.9 y 66.8 % de remoción con concentraciones de As inicial de 76.5 µg/L) y menor coloración del agua al final de los ensayos. Los datos observados en los ensayos de isothermas presentaron buen ajuste al modelo de Langmuir ($r^2 = 0.9999$) estimándose una máxima capacidad de adsorción de 25.64 µg As/g de arena tratada.

La exposición de la arena tratada con nitrato férrico a 550°C durante mayor tiempo y el aumento de la relación superficie/volumen del recipiente en la etapa de secado, resultaron efectivos desde el punto de vista de la fijación del Fe y de la capacidad de adsorción de arsénico. Se obtuvieron resultados alentadores respecto de producir un medio adsorbente efectivo, económico y simple para la remoción de As.

INTRODUCCIÓN

La presencia de altas concentraciones de arsénico (As) en aguas superficiales y subterráneas es un serio problema que se presenta en diferentes partes del mundo. En Argentina, a excepción de algunos pocos casos (minas y fundiciones), el origen de la contaminación con arsénico es natural y está relacionado con el volcanismo y la actividad hidrotermal asociada de la cordillera de los Andes. El consumo prolongado de aguas con altos contenidos de arsénico puede generar Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), enfermedad grave presente en varias provincias Argentinas poniendo en riesgo a las personas de padecer enfermedades cardiovasculares, dermatológicas y oncológicas. La solución al problema no es sencilla en nuestro país debido a problemas socioeconómicos, culturales y de infraestructura (Asociación Toxicológica Argentina, 2006).

Actualmente existen tecnologías eficientes para la remoción de As en agua de bebida para consumo humano; las más empleadas en plantas de abastecimiento de agua potable son coagulación/filtración, ósmosis inversa y también aunque con menor frecuencia adsorción e intercambio iónico mediante el uso de resinas de intercambio (INTI, 2009). Sin embargo, no existe un método universal para la remoción de As y la aplicación de cada tecnología depende de factores como el tamaño del equipo de tratamiento, la concentración y especiación de As, la composición del agua cruda, los valores guía para la concentración remanente, restricciones económicas y sociales, entre otras (Litter y Bundschuh, 2010). El costo y la facilidad de operación de la tecnología utilizada también es un factor importante teniendo en cuenta que muchas de las poblaciones afectadas son comunidades aisladas, con pocos medios económicos y generalmente sin acceso a un servicio de agua potable por red. Por esta razón se hace necesario desarrollar métodos de bajo costo y de fácil implementación para estas comunidades. En este sentido, el propósito de este trabajo fue preparar un medio adsorbente para la remoción de As (V) de aguas subterráneas utilizando arenas revestidas con hierro (III) y determinar su eficiencia de remoción. Realizándose además las caracterizaciones de la arena revestida y del agua subterránea utilizada para los ensayos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación del material adsorbente

La preparación del material se llevó a cabo según la metodología propuesta por Thirunavukkarasu *et al.* 2003b, la cual se basa en el revestimiento con hierro de arena de construcción. En primer lugar se realizó un proceso de acondicionamiento de la arena, en el cual se la tamizó con el fin de obtener un tamaño de partícula entre 0.6 y 0.8 mm, se sumergió en una solución de HNO₃ a pH 1 durante 24 hs, se enjuagó tres veces con agua destilada y se colocó en estufa a 100 °C durante 20 hs. Pasado ese lapso de tiempo, se retiró de la estufa y una vez que la arena llegó a temperatura ambiente se comenzó con el proceso de revestimiento que constó de dos etapas. En la primera se mezclaron en cápsula de porcelana 200 g de arena acondicionada con 80 mL de solución de Fe(NO₃)₃ 2 M más 1 mL de solución de NaOH 10 M y se llevó a 110 °C durante 4

hs y luego 3 hs a 550 °C, se dejó enfriar y se enjuagó con agua destilada hasta lograr eliminar la fracción de color negro. En la segunda etapa, se tomaron 100 g de arena de la etapa anterior y se agregaron 162 mL de la misma solución del paso 1 y se puso a secar durante 20 hs a 110°C. Se retiró de la estufa y cuando la arena revestida alcanzó 20 °C se la disgregó mecánicamente en un mortero y se la tamizó por malla de 0.8 mm. Se la colocó a 110 °C durante 4 hs y luego se dejó 20 hs a 20 °C, repitiéndose esta operación 5 veces. Por último se almacenó en un recipiente cerrado herméticamente.

Se realizaron además modificaciones puntuales del procedimiento anterior con el fin de optimizar la capacidad de adsorción y la fijación del Fe: extensión del tiempo en el que se sometió la arena a 550 °C, variación de la humedad en el ambiente durante el enfriamiento y reemplazo de cápsula de porcelana por cristalizador de mayor superficie (incremento de la relación superficie/volumen). Se prepararon en total 6 arenas, representando cada una de estas, un tratamiento de revestimiento diferente. En la Figura 1 se muestra el detalle de preparación de cada una de las 6 arenas.

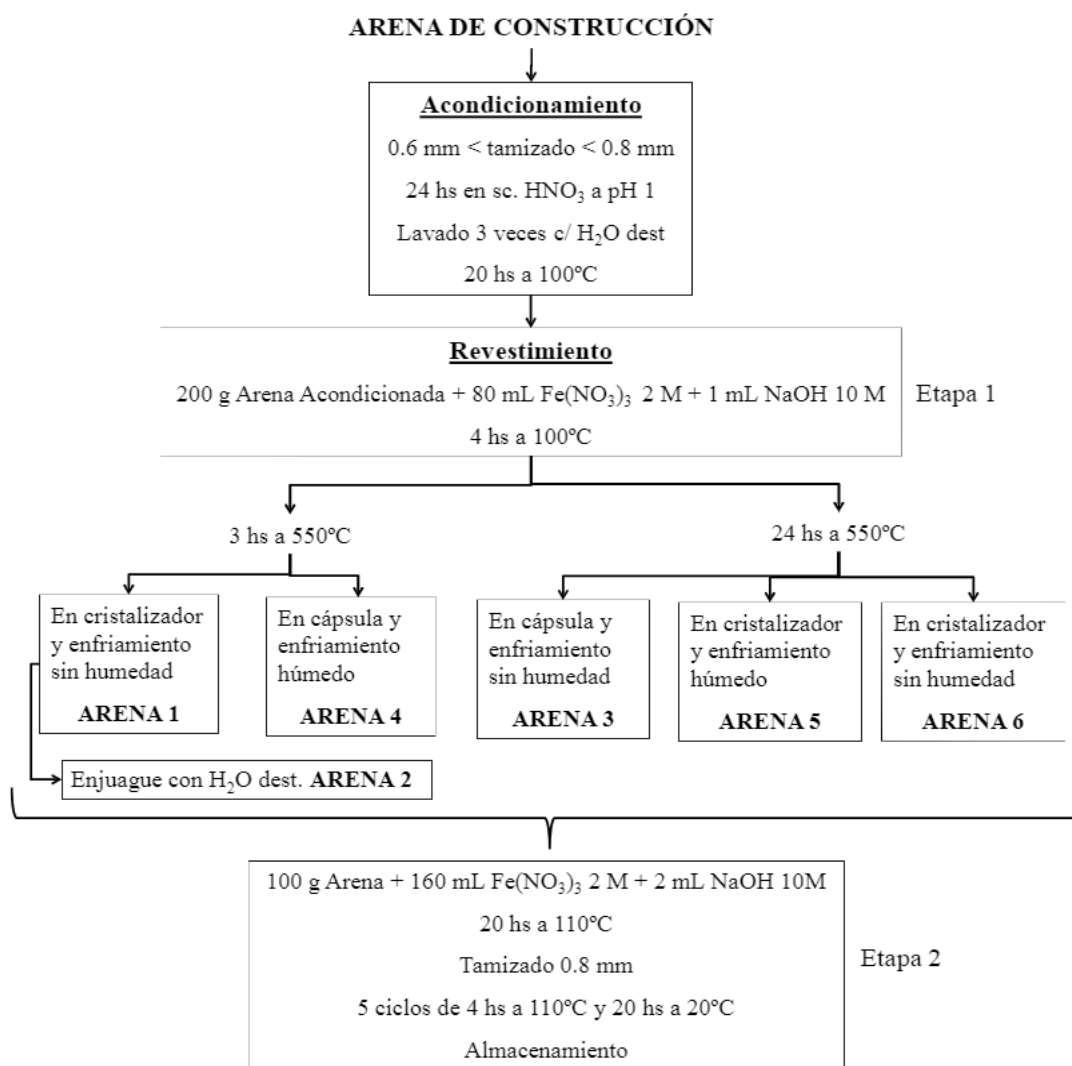


Figura 1.- Procedimiento utilizado para la preparación del material adsorbente.

Métodos analíticos

Para determinar el contenido de hierro de la capa de revestimiento se realizó una digestión ácida de la arena, siguiendo la metodología empleada por Thirunavukkarasu *et al.* 2003b. Se pesaron por duplicado 0.5 g de cada arena revestida en un *erlenmeyer*, se agregaron 50 mL de una solución de HNO₃ al 10% y se mantuvieron durante 2 horas en una plancha calefactora a 200°C. Al enfriar, se filtraron por membrana de 0.45 µm y se llevó a volumen final de 500 mL con agua destilada. Se determinó el contenido de hierro total de las muestras mediante espectrometría de absorción atómica con llama (FAAS) con equipo Hitachi Z5000.

Para corroborar la eficacia del proceso de revestimiento se realizó una microscopía electrónica y un análisis de la composición superficial elemental de la arena antes y después del proceso de revestimiento. Los equipos utilizados fueron un Microscopio Electrónico de Barrido (SEM) Phillips 515 y un analizador de rayos X (dispersivo en energía) EDAX FALCON PV8200.

Los ensayos de remoción y las isothermas de adsorción se realizaron con agua de red proveniente del acuífero Puelche en la localidad de Ezeiza, prov. de Buenos Aires. La caracterización del agua se realizó antes de cada uno de los ensayos mediante técnicas analíticas estandarizadas. Los parámetros medidos y la metodología empleada fueron:

- pH mediante peachímetro HANNA HI 8424,
- Conductividad eléctrica (CE) mediante conductímetro HACH *sensIon 5*,
- Cloro residual mediante "Test para la determinación de Cloro Residual en agua" RC50 APEMA S.R.L.,
- Dureza según SM (*Standard Method for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition) 2340 C,
- Calcio según SM 3500-Ca B,
- Magnesio según SM 3500-Mg B,
- Alcalinidad total mediante SM 2320-B,
- Cloruros (Cl⁻) mediante SM 4500-B,
- Sulfatos (SO₄²⁻) y nitratos (NO₃⁻) mediante espectrofotometría ultravioleta-visible (UV) con equipo Hitachi UV-2450 según SM 4500-SO₄²⁻ E y SM 4500-NO₃⁻ B,
- Arsénico (As) total mediante espectrometría de absorción atómica de horno de grafito (GFAAS) con equipo Hitachi Z5000 según metodología US EPA (*U.S. Environmental Protection Agency*) SW 846 Método 7060-A,
- Hierro (Fe) total mediante FAAS con equipo Hitachi Z5000 según metodología SM 3111-B.

Ensayos de eficiencia de remoción de arsénico

El agua utilizada para los ensayos fue agua subterránea fortificada con As (V). Para ello se preparó una solución madre de As (V) de 100 mg/L pesando 0.4165 g de Na₂HAsO₄·7H₂O (calidad PA) y llevando a un volumen final de 1 L de agua destilada, y diariamente se preparó una solución intermedia de 1 mg/L, tomando 1 mL de la solución anterior y llevándolo a volumen final de 100 mL. La fortificación del agua utilizada para los ensayos se realizó tomando 50 mL de la solución intermedia y llevándolo a un volumen final de 1 L con agua subterránea, de manera de agregar una masa de As (V) de 50 µg. Es importante tener en cuenta que el agua subterránea antes de este procedimiento ya presentaba As, por lo tanto la masa agregada se debería sumar a la masa inicial presente. La medición de la concentración de arsénico se realizó cada día de ensayo tanto en el agua subterránea sin fortificar como en el agua fortificada.

La determinación de la masa de As removida por gramo de arena revestida para cada uno de los tratamientos se realizó mediante ensayos de máxima capacidad de remoción, los cuales se realizaron en *batch* pesando por triplicado aproximadamente 0.1 g de arena revestida en *erlenmeyers* de 250 mL y agregando 100 mL del agua subterránea fortificada (con concentración de arsénico conocida de aproximadamente 70 µg/L) y sin modificación del pH. Se mantuvo en agitación en *shaker* a 175 rpm durante 24 hs a 20 °C, luego se filtró por papel de filtro banda negra y se determinó en el líquido la concentración remanente de arsénico y de hierro. La masa de arsénico retenida en la arena se calculó por diferencia entre las concentraciones de arsénico inicial y remanente y el volumen del agua utilizada en el ensayo. La masa de As removida desde la solución por parte de la arena durante 24 horas de contacto se consideró como la máxima que la arena podría remover. Este supuesto se basó en que la mayor remoción de arsénico ocurriría durante las primeras horas de contacto (Thirunavukkarasu *et al.* 2003b). La máxima capacidad de remoción de cada una de las arenas se cuantificó a través del porcentaje de remoción de arsénico y de los µg As removidos/ g Arena Revestida.

La caracterización del proceso de adsorción se evaluó a partir de isothermas sólido-líquido en *batch*. Se pesaron por triplicado 5 masas distintas (de aproximadamente 0.05, 0.10, 0.13, 0.17 y 0.20 g) de arena 6, estas cantidades fueron calculadas teniendo en cuenta el % de remoción de As y el límite de detección del equipo empleado para la determinación de dicho elemento. De esta manera se aseguró que la concentración remanente de arsénico sea mayor al límite de detección de la técnica utilizada. A cada muestra se agregó 100 mL de agua subterránea fortificada (con concentración de arsénico conocida de aproximadamente 70 µg/L) y sin regulación del pH. Se dejó en agitación en *shaker* a 175 rpm durante 2 hs a 20 °C. Luego se filtró por papel de filtro banda negra y se determinó la concentración remanente de arsénico. Los datos experimentales obtenidos a partir del ensayo de isothermas fueron usados para la caracterización del proceso de adsorción mediante la aplicación de los modelos de Langmuir y Freundlich.

La ecuación del modelo de Langmuir linealizada es:

$$\frac{C_e}{\left(\frac{x}{m}\right)} = \frac{1}{ab} + C_e \frac{1}{a} \quad (1)$$

Donde x es la masa de soluto adsorbido (µg); m es la masa de adsorbente (g); a es la masa de soluto adsorbido requerido para saturar una unidad de masa de adsorbente (µg/g); b es la constante estimativa de la energía sorción (L/µg) y C_e es la concentración de adsorbato en la solución después de la adsorción.

La ecuación del modelo de Freundlich linealizada es:

$$\log \frac{x}{m} - \frac{1}{n} \log C_e = \log K \quad (2)$$

Donde x es la masa de soluto adsorbido (µg); m es la masa de adsorbente (g); n es una constante empírica adimensional; C_e es la concentración de adsorbato en la solución después de la adsorción y K es el coeficiente de adsorción (L/g).

Análisis inferencial de datos

Los resultados fueron representados por los valores medios de las determinaciones y sus desvíos estándares. Las diferencias entre los tratamientos de revestimiento de las arenas fueron examinadas por análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias por test de Tukey ($\alpha=0.05$). Los datos obtenidos de la arena 2 no se incluyeron en este análisis por no cumplir con el supuesto de independencia respecto a la arena 1. Además se realizaron correlaciones entre variables para establecer relaciones con un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS

Caracterización del agua subterránea

Los resultados de la caracterización del agua subterránea utilizada para la realización de los ensayos se presentan en la Tabla 1. Los parámetros medidos registraron valores menores a los que establece el Código Alimentario Argentino (CAA) para agua de consumo humano. Los valores de pH registrados indicaron que la misma era aproximadamente neutra, con un valor promedio de CE de 806 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Es importante remarcar que el valor de As de 0.0235 mg/L, si bien fue mayor a 0.01 mg/L recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011) fue menor al establecido en CAA¹.

Tabla 1.- Caracterización del agua subterránea utilizada para los ensayos de máxima capacidad e isoterma

Parámetros	Unidades	Valores
pH	upH	7,1 \pm 0,7
CE	$\mu\text{S}/\text{cm}$	806 \pm 35
Dureza	mg CaCO ₃ /L	135,5 \pm 2,1
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	387,3 \pm 25,4
NO₃⁻	mg/L	24,5 \pm 0,3
SO₄²⁻	mg/L	13,8 \pm 1,3
Cl⁻	mg/L	14,7 \pm 1,9
Fe Total	mg/L	<0,05
As Total	$\mu\text{g}/\text{L}$	23,5 \pm 2,44
Cloro residual	mg/L	0,2 \pm 0,1

Nota: Se informan los valores medios \pm el desvío estándar (n=3).

¹ En la Resolución Conjunta SPRyRS (Secretaría de Políticas, Regulación y Relaciones Sanitarias) N° 34/2012 y SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos) N° 50/2012 realizada en febrero de 2012, se establece una prórroga por un plazo de cinco (5) años para alcanzar el valor de 0,01 mg/L de arsénico en el agua de bebida. <http://www.boletinoficial.gov.ar/Content/Xml/Avisos/01/2012/03/02/4310540.xml>

Caracterización del material adsorbente

Los resultados de la microscopía electrónica y de la composición superficial elemental se muestran en la Tabla 2 y en la Figura 2. Antes del recubrimiento la arena presentó un 87.4 y 10.2 % (peso) de Si y Al respectivamente, mientras que después del recubrimiento el 100 % (peso) de la superficie estaba recubierta con Fe, comprobándose la efectividad del proceso de revestimiento.

Tabla 2.- Composición Superficial Elemental (% Peso) de la arena antes y después del proceso de revestimiento.

	Antes del Revestimiento	Después
Aluminio	10,2 ± 8,9	<LD
Sílice	87,4 ± 13,2	<LD
Hierro	2,4 ± 5,5	100

Nota: Se informan valores medios ± el desvío estándar, expresados en % peso (n=3).
<LD = Valor menor al Límite de Detección de la técnica analítica empleada.

Los resultados obtenidos a partir de la digestión ácida de las arenas se muestran en la Tabla 3. El contenido de Fe total presente en la capa de recubrimiento de cada arena difirió para los diferentes tratamientos y en orden decreciente los valores fueron: *arena 3* > *arena 4* > *arena 1* > *arena 5* > *arena 6* > *arena 2*. Los mayores contenidos registrados correspondieron a los tratamientos que se realizaron con recipientes de menor relación superficie-volumen (cápsulas de porcelana) durante la etapa de secado. El menor valor de Fe total registrado en la *arena 2*, podría explicarse dado que esta arena se preparó mediante enjuagues de la *arena 1*, evidenciando la pérdida de Fe (posiblemente débilmente adherido).

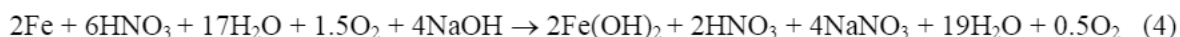
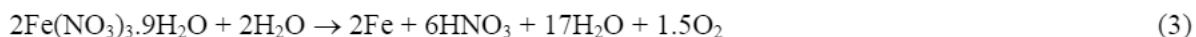
Tabla 3.- Contenido de hierro (Fe) total en la capa de revestimiento para los distintos tratamientos.

Arena	mg Fe/g Arena
1	67,44 ± 0,37
2	47,80 ± 0,11
3	81,40 ± 10,83
4	74,17 ± 0,26
5	64,56 ± 1,21
6	53,01 ± 0,74

Nota: Se informan los valores medios ± el desvío estándar (n=3).

Teniendo en cuenta que el desarrollo de este material se encuentra en una etapa inicial, para una próxima etapa se plantea la necesidad de realizar la caracterización de los oxihidróxidos presentes a través del análisis

del espectro IR (Infrarrojo) de la superficie de la arena revestida. Conocer las especies de Fe presentes en la arena revestida nos permitiría perfeccionar el proceso de revestimiento, ya sea por modificación de las temperaturas y/o por el agregado de electrolitos, de manera de optimizar el desarrollo de microporosidad. Es de esperar que las especies de hierro presentes en la capa de revestimiento sean goetita (α -FeOOH) y/o hematita (α -Fe₂O₃), ya que estos son los óxihidróxidos de hierro más estables y usualmente productos finales de las transformaciones (deshidratación y deshidroxilación) (Cornell y Schwertmann, 2003). Según Thirunavukkarasu *et al.*, 2003b las posibles reacciones que conducirían a la formación tanto de goetita como de hematita en la preparación del material adsorbente serían:



o



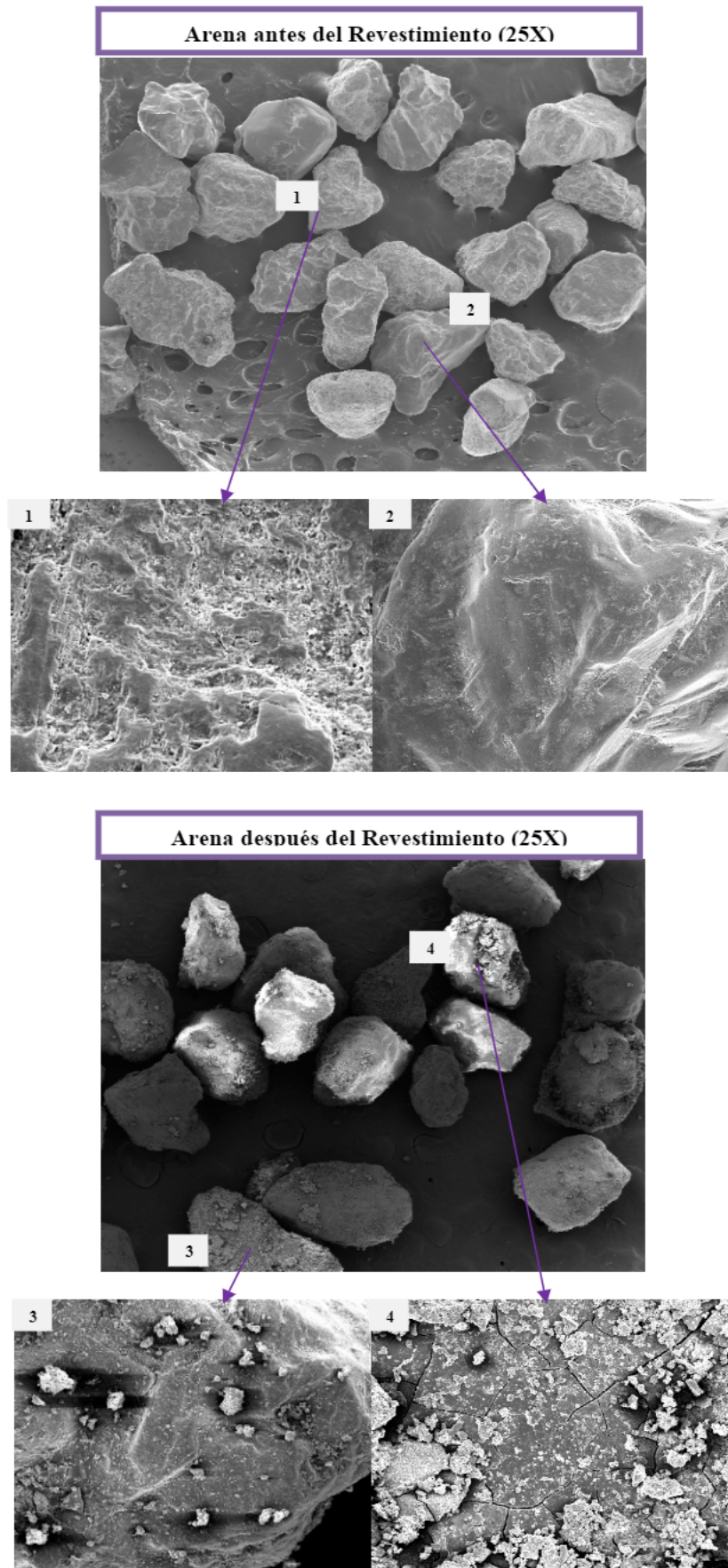


Figura 2.- Resultados de la microscopía electrónica de barrido. Las partículas 1 y 2 corresponden a la arena antes del tratamiento y las 3 y 4 corresponden a la arena después del revestimiento.

Según (Thirunavukkarasu *et al.* 2003b) el As (V) se adsorbe a la superficie de los oxihidróxidos a través de la formación de complejos. La adsorción es específica e involucra el reemplazo del grupo hidroxilo superficial por el ligando adsorbido. La reacción entre el As (V) y la goetita podría representarse del siguiente modo:



Eficiencia de remoción de arsénico

Los resultados de los ensayos de máxima capacidad de remoción se muestran en la Figura 3. Es importante destacar que la concentración inicial de As (V) fue similar para todos los ensayos realizados con una concentración promedio de $73.1 \pm 3.4 \mu\text{g/L}$. Al analizar los resultados obtenidos a partir de estos ensayos se observa que se establecieron diferencias entre los tratamientos en lo que respecta a la eficiencia en la remoción de As. Las arenas 5 y 6, que fueron expuestas durante el proceso de revestimiento a $550 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 hs y donde se usó como recipiente un cristizador, presentaron valores de $\mu\text{g As removidos/g Arena Revestida}$ significativamente ($p < 0.05$) mayores a los otros tratamientos. La mejora en la adsorción podría explicarse debido a que la exposición a altas temperaturas (no mayores a $600 \text{ }^\circ\text{C}$) de los óxidos de hierro favorece el desarrollo de microporosidad debido a la expulsión del agua (Cornell y Schwertmann, 2003), aumentando de esta manera la cantidad de sitios activos. Además, el uso del cristizador como recipiente podría explicar parte de la mejora, posiblemente debido a que al proporcionar una mayor relación superficie-volumen se favorecería el secado homogéneo del material y por tanto aumentaría la cantidad de partículas con un mayor desarrollo de microporos. Concordando con lo anterior, se observó que el tratamiento que se preparó con un mayor tiempo de exposición a $550 \text{ }^\circ\text{C}$ (arena 3) pero en un recipiente de menor relación superficie-volumen durante la etapa de secado, presentó valores significativamente ($p < 0.05$) menores, estableciéndose que la preparación en cápsulas de porcelana disminuye la adsorción.

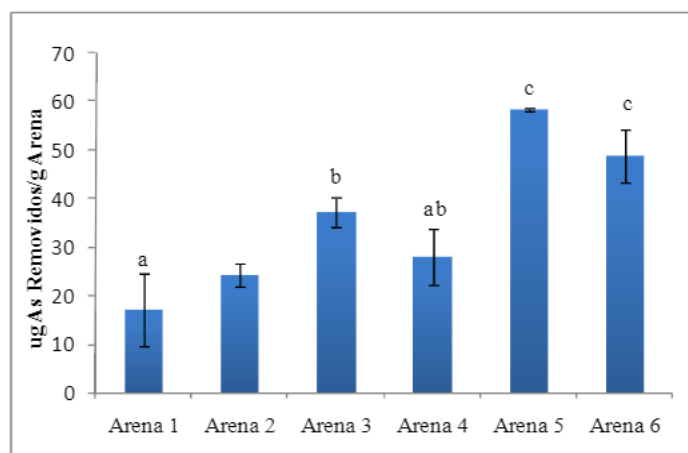


Figura 3.- Densidad de adsorción de arsénico ($\mu\text{g As removidos/g Arena Revestida}$) para cada arena revestida, obtenida a través de los ensayos de máxima capacidad de remoción. Nota: Se informan los valores medios \pm el desvío estándar ($n=3$). Letras diferentes indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre los tratamientos.

Por otro lado, las arenas 5 y 6 no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sí, permitiendo afirmar entonces que el % de humedad en el ambiente durante la etapa de enfriamiento de las arenas no tendría influencia en la capacidad de remoción del As. Los máximos % de remoción obtenidos fueron para las arenas 5 y 6, se registraron 71.9 y 66.8% respectivamente a pH 6.26 y con una concentración inicial de As (V) de 76.5 $\mu\text{g/L}$. Por tanto, se infiere que la combinación de un mayor tiempo de exposición (24 hs) a 550 °C y el uso de cristalizadores durante la preparación de la arena, mejoraron la eficiencia en la adsorción de As (V).

Al comparar los contenidos totales de Fe de cada arena (Tabla 3) con la densidad de adsorción de las mismas (Figura 3) se evidenció que la masa de Fe en la capa de revestimiento no sería la única variable que determinaría la eficiencia en la remoción del As. En este sentido, las arenas 1, 3 y 4 que presentaron altos contenidos de Fe total presentaron relativamente bajos % de remoción pudiendo deberse a que parte del Fe estaría débilmente unido a las arenas. Es importante destacar que se observó para todos los tratamientos una coloración rojiza en el agua al finalizar los ensayos de máxima capacidad de remoción de As, evidenciando un pasaje de Fe desde la arena hacia la solución. Los máximos valores de Fe total presente en el agua al término de los ensayos se encontraron para las arenas 3 y 4, donde 0.1 g de arena aportaron 0.83 y 0.65 mg de Fe. Contrariamente a los casos anteriores, las arenas 5 y 6 que presentaron mayor eficiencia en la remoción de As, presentaron menores valores de Fe total en el agua al término de los ensayos (0.25 y 0.18 mg Fe cada 0.1 g arena respectivamente), pudiendo dar cuenta que la solubilización (o resuspensión) de Fe desde la capa de revestimiento significaría una disminución de la adsorción. Por tanto, la eficiencia en la remoción de As estaría determinada no sólo por el contenido de Fe total en la capa de revestimiento sino además por el modo en que este metal queda retenido.

Isoterma de adsorción

Los resultados obtenidos en la isoterma de adsorción se presentan en las Figura 4 y Tabla 4. Es importante aclarar que este ensayo se realizó solamente con la arena 6, dado que fue el tratamiento que presentó mayor remoción de As junto a una menor liberación de Fe residual al agua tratada.

La forma de la curva y la pendiente inicial del gráfico de isoterma (Figura 4.-a) indicaron, según clasificación de Giles y Smith (1974), que se trató de un sistema donde el adsorbente presentó alta afinidad por el adsorbato. Por otro lado, se observó que los valores estimados por los modelos de Langmuir y Freundlich presentaron buen ajuste respecto a los valores observados, con coeficientes de regresión (r) de 0.9999 y 0.8804 respectivamente (Figura 4.- b y c). Sin embargo, el mejor ajuste se obtuvo con Langmuir, señalando que el proceso de adsorción se produciría en monocapa y que la superficie de la arena sería homogénea.

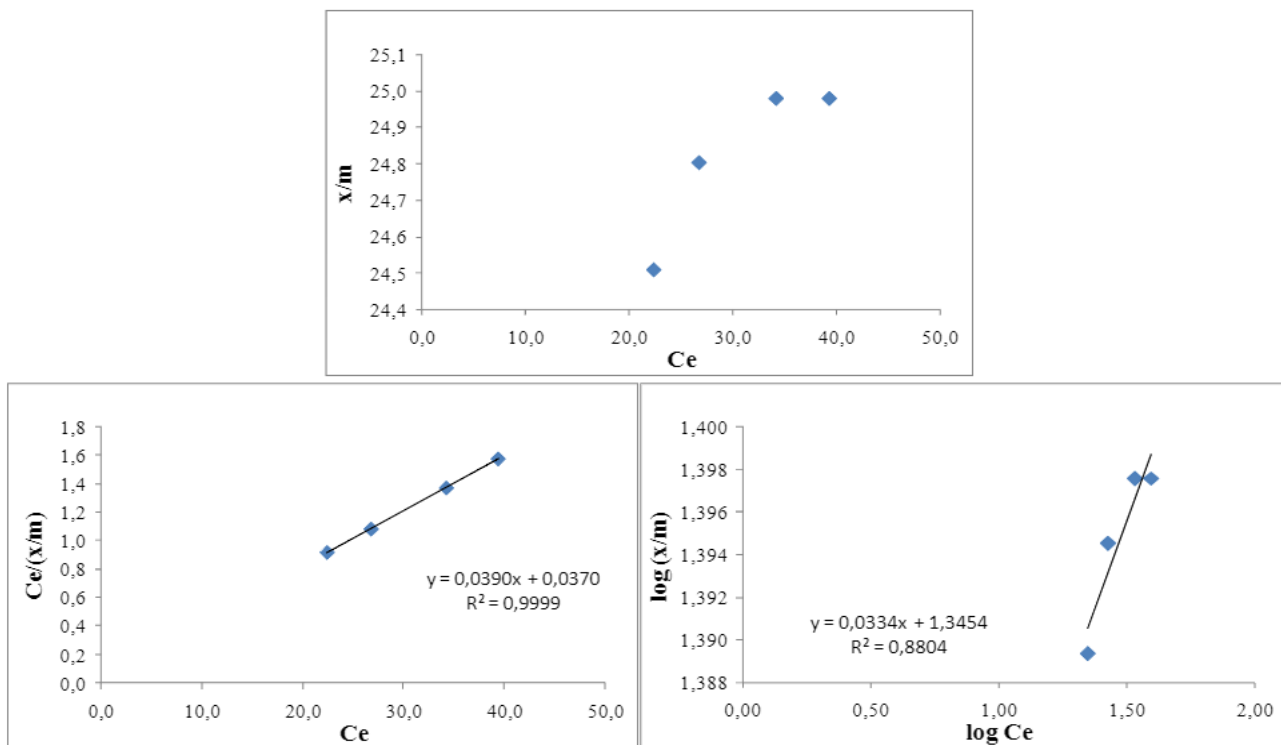


Figura 4.- Isotherma de adsorción: a) arsénico adsorbido por gramo de arena (x/m) en función de la concentración residual de As (Ce), b) modelada por Langmuir, c) modelada por Freundlich

Los valores de los parámetros estimados por ambos modelos (Tabla 4) también sugirieron que adsorbente y adsorbato presentaron afinidad. El valor de máxima capacidad de adsorción (a) estimado por el modelo de Langmuir fue de 25.6 $\mu\text{g As/g Arena}$, valor similar al encontrado en Thirunavukkarasu *et al.*, 2003b, en donde se utilizó el mismo procedimiento de revestimiento para las arenas. Por otro lado, el valor de n estimado por Freundlich que fue > 1 indicó que el proceso de sorción fue favorable. El parámetro K estimado por el modelo de Freundlich fue de 22.1 L/g, valor similar al encontrado en Thirunavukkarasu *et al.*, 2003a donde se usó como adsorbente hidróxido de hierro granular, indicando que la capacidad de adsorción del adsorbente fue alta.

Tabla 4.- Parámetros de las isothermas modeladas por Langmuir y Freundlich.

Langmuir		Freundlich	
a ($\mu\text{g/g}$)	b	n	K
25,64	1,05	29,94	22,15

CONCLUSIONES

La exposición de la arena tratada con nitrato férrico a 550°C durante mayor tiempo y el aumento de la relación superficie/volumen del recipiente en la etapa de secado resultaron efectivos desde el punto de vista de la fijación del Fe (menores contenidos de Fe soluble residual) y de la capacidad de adsorción de arsénico. Por el contrario el % de humedad en el ambiente durante la etapa de enfriamiento de las arenas no tendría influencia en la remoción del As.

A través de la caracterización del proceso de adsorción pudo establecerse que el material adsorbente preparado presentó afinidad por el As (V) y que el proceso de adsorción ocurrió en monocapa.

Se obtuvieron resultados alentadores frente a la posibilidad de preparar un producto económico y simple para la remoción de As. Para la próxima etapa de ensayos se plantea continuar trabajando en la superación de los inconvenientes presentados, con el objetivo de mejorar las características del material y evaluar la posibilidad de su regeneración.

Agradecimientos. Quisiéramos agradecer especialmente a la CNEA (Comisión Nacional de Energía Atómica) sede Constituyentes por permitirnos realizar las microfotografías electrónicas y los análisis de composición superficial elemental.

REFERENCIAS

- Asociación Toxicológica Argentina (2006). <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=627>
- Cornell, R. y Schwertmann, U. (2003). *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrence and Uses*, VCH Publishers, New York, p573.
- INTI (Instituto Nacional de Tecnología Industrial) (2009). *Modelo de intervención para el abatimiento de arsénico en aguas de consumo*. Informe Mayo 2009
- Giles, C. y Smith, D. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 47, n° 3:755-765.
- Litter, M. y Bundschuh, J. (2010). *Situación del arsénico en la región ibérica e iberoamericana. Posibles acciones articuladas e integradas para el abatimiento del arsénico en zonas aisladas*. Editado por CYTED
- (OMS) Organización Mundial de la Salud (2011). *Guía para la calidad de agua potable*, 4^{ta} Edición.
- (SM) *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater* (1998) American Public Health Association, 20th Edition
- Thirunavukkarasu, O. Viraraghavan, T. y Subramanian, K. (2003a). Arsenic removal from drinking water using granular ferric hydroxide. *Water SA Vol. 29, n°2: 161-170*.
- Thirunavukkarasu, O. Viraraghavan, T. y Subramanian, K. (2003b). Arsenic removal from drinking water using iron oxide-coated sand. *Water, Air and Soil Pollution 142: 95-111*.