

Eliminación de Arsénico en aguas subterráneas: diseño tecnológico para su aplicación en zonas rurales

Arsenic removal from groundwater: technological design for rural areas

Edgardo L Soto ^a, María J Gonzalez ^{b,c*}, Horacio J Thomas ^a, Isidoro B Schalamuk ^b, Irma Lia Botto ^c

Palabras clave:

Remoción de As, planta de tratamiento

Keywords:

Removing As, treatment plants

ABSTRACT

A technological design for water processing for rural and peri-urban areas with no drinking water was created as part of a general project aimed at treating groundwater containing arsenic values higher than those established by the WHO ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) for consumption. The construction of treatment equipments (batch type) is simple and operatively easy. The adsorbent is a low-cost, Fe-rich and clay mineral that is abundant in Buenos Aires Province. Local conditions of water, particularly physicochemical properties, have been taken into account to adapt the process which operates with volumes from 2000 to 4000 L of water/stage. Three plants have been installed in schools of rural areas of Buenos Aires Province. A new plant is being constructed in Inchausti School of the UNLP located in 25 de Mayo city. The equipments provide water in educational buildings and nearby populations. Some technical data about the process are reported in this communication. It is necessary to mention that the first prototype, which was installed two years ago, has been continuously used without having replaced the adsorbent so far. It has processed 400000 L of water whose original concentration of arsenic was around $200 \mu\text{g L}^{-1}$ that now reaches values lower than $10 \mu\text{g L}^{-1}$.

RESUMEN

En el marco de un proyecto general dirigido al tratamiento de aguas subterráneas para consumo, conteniendo valores de arsénico superiores a los establecidos por la OMS ($10 \mu\text{g L}^{-1}$), se ha abordado, el diseño de una tecnología de procesamiento de aguas para ser instalada en zonas rurales y peri-urbanas, carentes de aguas de red. Se ha logrado la construcción de equipos de tratamiento de tipo discontinuo, de simple construcción y facilidad operativa, en base a las condiciones locales, particularmente, las condiciones fisicoquímicas de las aguas. Se emplea como adsorbente mineral de arcilla rico en hierro, de bajo costo y abundante en la provincia de Buenos Aires. El proceso, que permite trabajar con volúmenes de entre 2000 y 4000 L de agua/etapa, se basa en el empleo de adsorbentes minerales de bajo costo y amplia distribución en la provincia de Buenos Aires. Se instalaron hasta el presente tres plantas en escuelas de zonas rurales de la Provincia de Buenos Aires, y está en etapa de construcción una planta en la Escuela Inchausti, perteneciente a la UNLP, sita en la localidad de 25 de Mayo, asegurando la provisión de agua en los establecimientos educativos y poblaciones cercanas. En esta comunicación se reportan datos técnicos relativos al funcionamiento y parámetros operacionales de las plantas. El primer prototipo instalado lleva más de 2 años de uso continuo sin recambio de la carga de adsorbente; ha procesado 400 mil litros de agua cuya concentración original de As, del orden de las $200 \mu\text{g L}^{-1}$, llega a valores de $10 \mu\text{g L}^{-1}$.

^a Planta Piloto Multipropósito (PLAPIMU) -CICPBA, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata, Camino Parque Centenario y calle 506, Gonnet (1897), Argentina. els@quimica.unlp.edu.ar, hthomas@speedy.com.ar

^b Instituto de Recursos Minerales (INREMI) -Centro Asociado CICPBA, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, calles 64 y 120, La Plata (1900), Argentina. marijo@inremi.unlp.edu.ar, ischala@inremi.unlp.edu.ar

^c Centro de Química Inorgánica (CEQUINOR) - CONICET CCT La Plata, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata, calles 47 y 115, La Plata (1900), Argentina. botto@quimica.unlp.edu.ar

* autor para correspondencia: marijogonza@yahoo.com.ar

INTRODUCCIÓN

Los contenidos de arsénico (As) en aguas subterráneas superiores al valor establecido por la Organización Mundial de la Salud -OMS- ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) conducen a serios problemas ambientales y de salud (Bundschuh et al., 2009). La presencia del As en el agua, aún en proporciones elevadas, no es acompañada por cambios en el sabor, color y olor, representando así un significativo peligro para la salud comunitaria. En América del Sur, más de 4 millones de personas se encuentran expuestas a la contaminación geogénica de As en aguas de consumo. Argentina, presenta una superficie afectada de más de 1 millón de km^2 (Región Chaco Pampeana) (Smedley & Kinniburgh, 2002), con concentraciones de As variables, atribuidas a efectos hidrogeológicos y geoquímicos (Smedley et al., 2009). Los acuíferos están alojados en sedimentos terciarios y cuaternarios que presentan una topografía variable, con un ambiente predominantemente oxidante donde prevalece la especie de arsénico en su máximo estado de oxidación. La mineralogía de los sedimentos del "loess" pampeano se caracteriza por la presencia de feldespato, cuarzo, minerales ferromagnesianos alterados y especies como ilmenita y magnetita, en una matriz arcillosa tipo illita/esmectita. Incluye también cenizas riolíticas de naturaleza vítrea. Presentan valores de la relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ del orden de 3 - 4, con contenidos de Fe_2O_3 entre 2 y 6 % y menores en Na, Mg, Ca, K y Mn (Smedley et al., 2005).

Es conocido que la concentración de As en la mayor parte de las rocas oscila entre 0.5 y 2.5 mg kg^{-1} , si bien concentraciones mucho mayores se encuentra en los sedimentos arcillosos más finos y en las fosforitas (Mandal & Suzuki, 2002).

El proceso de enriquecimiento en As de

las aguas confinadas en un acuífero, resultan de la movilización de la especie aniónica arseniato(V) en condiciones naturales, y es básicamente atribuida a factores relativos al ciclo de acoplamiento con especies minerales (particularmente arcillosas) (Mohapatra et al., 2007) así como con diversas fases de Fe (Vithanage et al., 2006; Quicksall et al., 2008; Harrington et al., 2010), a través de diferentes mecanismos de interacción.

Para mitigar el problema, los países seriamente afectados, han desarrollado tratamientos de remediación entre los que pueden citarse: coagulación con sales de aluminio y/o hierro, adsorción sobre C activado, óxidos sintéticos (óxi-hidróxidos de hierro, aluminio, etc.), especies minerales ricas en hierro (goethita, hematita, lateritas, etc.), resinas de intercambio, procesos de ósmosis inversa, remoción con Fe^0 (ZVI), etc. (Driehaus, 2005; Malik et al., 2009).

El proceso regulador del As en el acuífero, sustentó la realización de ensayos de laboratorio para probar la efectividad de recursos naturales de estructura y composición similar a la del "loess" pero con contenidos de hierro mayores, cuya abundancia y bajo costo los convierte en materiales aptos para su empleo como adsorbentes en zonas rurales y de bajos recursos. Previamente hemos reportado la realización de ensayos a nivel de laboratorio y banco empleando especies procedentes de depósitos de la Provincia de Buenos Aires (González et al., 2009), con valores de la relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ entre 1 y 2, un contenido de Fe_2O_3 superior al 40 %, valores menores de alcalinos y alcalinotérreos y una mineralogía rica en especies laminares (pirofilita, caolinita e illita) y oxídicas (hematita). Estos estudios previos revelaron que las condiciones que favorecen una adsorción adecuada son una relación sólido/líquido de 1/10, un tamaño de partícula inferior a 1 mm, un tiempo de agitación de 60 minutos a 200 rpm y el empleo de un coagulante que ayude a la decantación de las partículas más finas del adsorbente. Asimismo, a escala de laboratorio se ha optimizado la etapa de

coagulación/sedimentación (Riesgo *et al.* 2010). De los coagulantes ensayados, el poli-cloruro de aluminio (PAC) presentó la mejor eficiencia en el proceso, con una dosis óptima equivalente al agregado de 0.193 mg de Al por litro de agua a tratar. También se determinó que para obtener un valor de turbidez adecuado (menor a 3 NTU según el Código Alimentario Argentino), el coagulante debe ser agregado 10 minutos antes de finalizar la agitación, completándose la sedimentación al cabo de 24 horas.

El rendimiento del proceso ensayado en escala de banco y laboratorio ha permitido el escalado a planta piloto, dando lugar al diseño del equipo de tratamiento que se reporta en esta comunicación. Se informa también acerca de la optimización de algunos parámetros operacionales, particularmente agitación y duración del proceso, que han facilitado la instalación del equipo diseñado en zonas afectadas por la contaminación y carentes de agua de red, en el ámbito de la Provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

El adsorbente empleado en la planta piloto es el utilizado para la realización de los ensayos de laboratorio (González *et al.*, 2009) y procede de depósitos minerales de las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. El mineral fue reducido a tamaño inferior a 1 mm en un molino de martillo y posteriormente cuarteado y homogeneizado para obtener una alícuota representativa sobre la cual se procedió a determinar la composición mineralógica y química. La mineralogía fue determinada mediante la técnica de difracción de rayos X empleando un difractómetro Phillips W 3710 digitalizado, tubo de Cu, y filtro de Ni. Se observó un predominio de mineral de arcilla constituido por pirofilita (PDF 46-1308), asociado con illita (PDF 43-0685) y caolinita (PDF 80-0885), indicando también la presencia de hematita (PDF 85-0599) y cuarzo (PDF 87-2096). El análisis químico

del material, indicado en la Tabla 1, se efectuó mediante la técnica de ICP-AES para elementos mayoritarios (Laboratorio ALS Chemex, Canadá).

Óxidos mayoritarios	%
SiO ₂	25.42
Al ₂ O ₃	17.90
Fe ₂ O ₃	45.80
CaO	0.21
MgO	0.13
Na ₂ O	0.23
K ₂ O	1.59
Cr ₂ O ₃	0.01
TiO ₂	0.69
MnO	0.14
P ₂ O ₅	0.29
SrO	0.07
BaO	0.06
LOI	7.46

Tabla 1. Composición del material arcilloso (ICP-AES).

Table 1. Components of the clay material (ICP-AES)

La Tabla 2 presenta datos del análisis fisicoquímico del agua empleada, correspondiente a la zona de Punta Indio, Provincia de Buenos Aires, sin que se observen variaciones estacionales significativas. Es de señalar que la concentración de As es el único valor que se aparta de la normativa vigente (fijada en Argentina en 10 µg L⁻¹ desde 2007).

El escalado se realizó empleando las variables operativas resultantes de las experiencias de laboratorio, ajustando algunas de ellas según se comenta en la sección Resultados y Discusión. Es de destacar que en aguas naturales además del empleo de poli-cloruro de aluminio comercial como aditivo para favorecer la sedimentación del material en suspensión, es necesario el agregado de hipoclorito de sodio (2 gotas por litro de agua a tratar) para

asegurar las condiciones microbiológicas del agua y el mayor estado de oxidación del As. Al respecto, las aguas subterráneas de la región, se caracterizan por la existencia de la especie As(V) (Smedley & Kinniburgh, 2002).

El control de la calidad del agua se llevó a cabo a través de la determinación de arsénico mediante el empleo del Kit comercial Merckoquant, el que determina semi-cuantitativamente concentraciones de 5-10-25-50-100-250-500 $\mu\text{g L}^{-1}$. Sistemáticamente, cada 25 ciclos de tratamiento, los valores de As en el agua tratada se corroboraron mediante la determinación del elemento por la técnica de espectroscopía de absorción atómica por generación de hidruros (EPA, 2007). La turbidez, en unidades nefelométricas (NTU), se determinó mediante el empleo de un Turbidímetro Delta Ohm 25.2 HD.

Adicionalmente, se realizaron mediciones de pH, concentración de Al(III) y de Fe(III), estas últimas de acuerdo a las normas EPA 3005A/7012 y 3005A/7380 respectivamente (EPA, 2007). Las mismas se efectuaron sobre el agua final del proceso cada 25 ciclos de tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra el diseño del equipo de tratamiento de eliminación de arsénico. El proceso consta de tres tanques cuya función se detalla a continuación. En el tanque número 1, de 2500 L de capacidad, se produce el proceso de contacto adsorbente-agua. Mediante esta operación ocurre la adsorción de la especie arseniato sobre los sitios activos del adsorbente, caracterizados por la presencia de especies superficiales Fe-O-H (Vithanage et al., 2006).

Parámetro	Medida	Método
pH	8	SM M 4500 H + B-Potenciométrico
Conductividad ($\mu\text{mhos.cm}^{-1}$)	726	SM M 2510 B
Turbiedad (NTU)	<3	SM M 2130 B-Nefelométrico
Color	<3	SM M 2120 B
Olor	Inodoro	SM M 2120-Organoléptico
Aspecto	Límpido	SM 2110
Dureza ($\text{mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$)	76	SM M 2340 C-Titulométrico EDTA
Alcalinidad total ($\text{mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$)	380	SM M 2320 B-Titulométrico
Cloruros (mg L^{-1})	13.4	SM M 4500 Cl-B-Titulométrico
Sulfatos (mg L^{-1})	11	SM M 4500 SO ₄ -E-Turbidimétrico
Nitratos (mg L^{-1})	10	SM M 4500 NO ₃ -B-Espectrofotométrico
Fluoruros (mg L^{-1})	1.36	SM M 4500 F-D-Espectrofotométrico
Arsénico ($\mu\text{g L}^{-1}$)	200	EPA 7010 A

Tabla 2. Análisis fisicoquímico del agua tratada siguiendo la metodología descrita en APHA (1998).

Table 2. Physicochemical analysis of the treated water following the methodology described in APHA

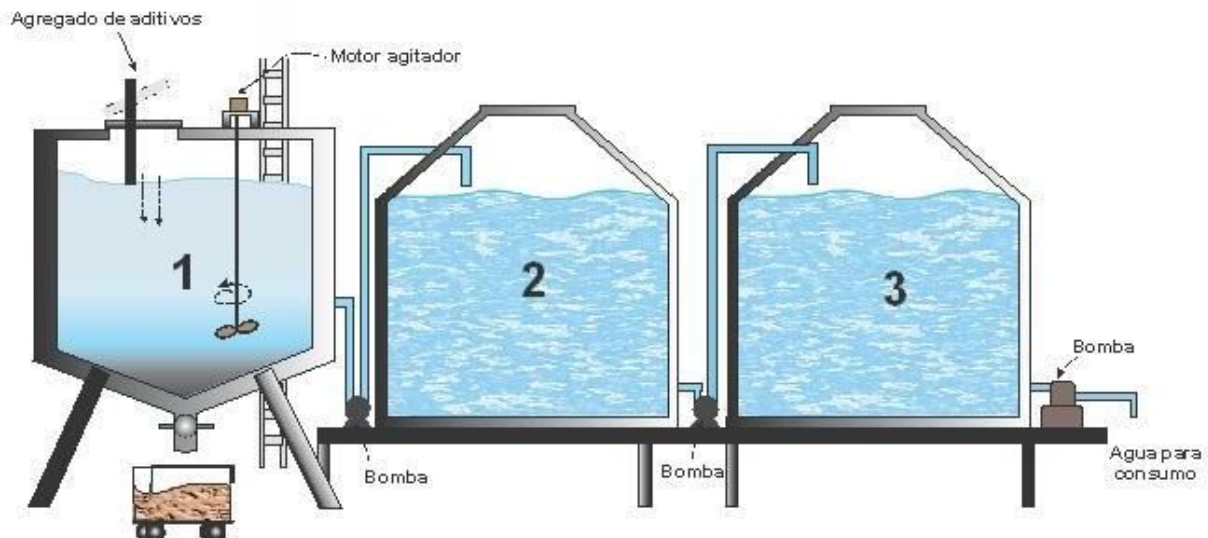


Figura 1. Diagrama de la planta de procesamiento.

Figure 1. Diagram of the processing plant

La relación sólido/líquido es la empleada en el laboratorio, estimada a partir de experimentos de adsorción. En función de la capacidad del reactor, para evitar efectos de vórtice, se empleó una proporción de 200 kg de adsorbente a 2000 L de agua. Tanto el mineral como el agua a tratar son incorporados por la parte superior del tanque 1. El proceso de mezcla incluye el agregado de hipoclorito de sodio comercial, asegurando el mantenimiento de la calidad microbiológica del agua y la presencia del oxoanión de As(V).

Debido a la necesidad de movilizar una masa considerable de lodo, una de las variables que debió ser ajustada fue la agitación, empleándose un sistema que consta de un motor eléctrico trifásico de 1HP, una barra de acero inoxidable de 2.2 m de longitud y 2 paletas en acero inoxidable de 0.40 m de longitud cada una. Como en la

mayoría de los establecimientos rurales no hay corriente trifásica se emplea un variador de velocidad para transformar la corriente monofásica en trifásica. El sistema cuenta, además, con un programa de arranque a baja velocidad que facilita la movilidad inicial del lodo y luego va aumentando conforme a una rampa preestablecida hasta llegar a la velocidad final de 700 rpm. Manteniendo el tiempo total de agitación en 60 minutos, el agregado de coagulante se realiza diez minutos antes de la finalización. La mezcla se deja en reposo y al cabo de 24 horas se analizan el contenido de As y la turbidez. Se observó que la concentración de As disminuyó al valor requerido por la normativa vigente. Sin embargo la turbidez resulta superior a 3 NTU, razón por la cual fue necesario el agregado de un segundo tanque, que significó una modificación al proceso de laboratorio que permitió la finalización del proceso de decantación,

manteniendo el tiempo de contacto en el tanque 1.

Una vez trasvasada el agua al tanque 2, se vuelve a repetir el ciclo de tratamiento en el tanque 1, tantas veces hasta que la concentración de As medida supere el valor establecido, momento en el cual es requerido el cambio de adsorbente.

La Figura 2 representa gráficamente el contenido de As en el agua tratada en el primer tanque en función del número de ciclos, a través de los cuales se determina la eficiencia del adsorbente. Se aprecia

que para las aguas con las características indicadas en la Tabla 2, el contenido de As recién supera el valor de referencia ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) a partir del ciclo 209. En tal sentido es importante recalcar que la eficiencia de adsorción es dependiente de la calidad del agua inicial (concentración de As y presencia de otras especies compatibles) y de las características del adsorbente (en particular estructurales, mineralógicas, composicionales así como de superficie y relativas al tamaño de partícula y a la textura).

Por otra parte, la Figura 3 representa

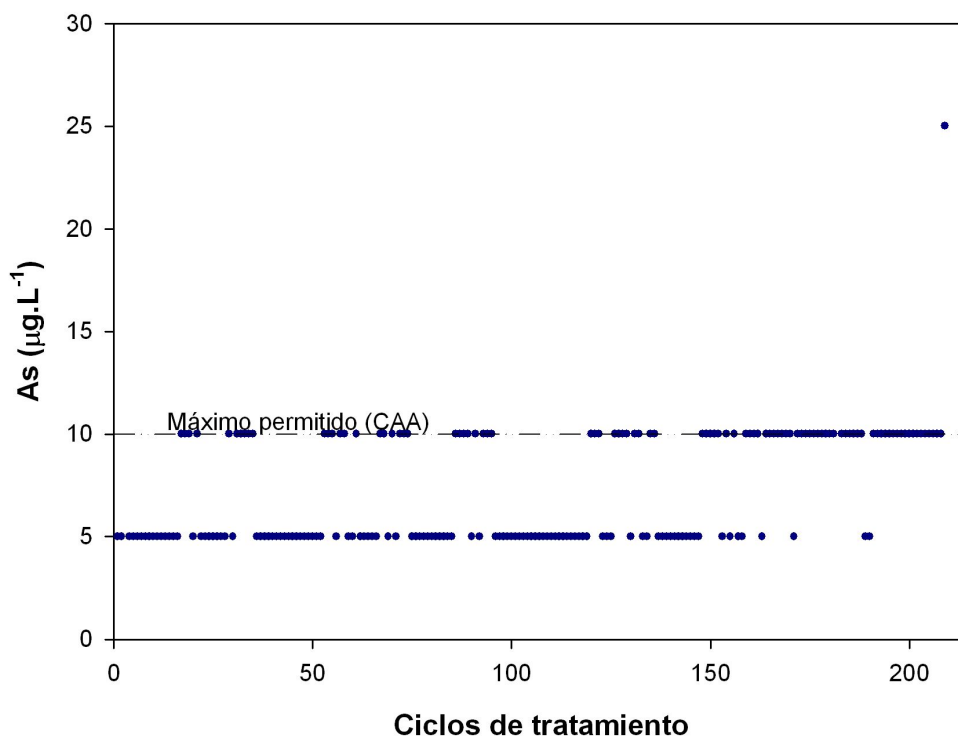


Figura 2. Concentración de As determinada con el kit Merckoquant al final de cada ciclo de 24 horas de tratamiento en el Tanque 1 (ciclos determinados 209, ciclos efectivos 208).

Figure 2. Arsenic concentration in Tank 1 after each 24-hour cycle through the Merckoquant kit (determined cycles 209, effective cycles 208)

la turbidez vs el número de ciclos de tratamiento en el tanque 1. Los valores superan ligeramente el valor de referencia, aspecto que justifica la presencia del tanque 2 para completar la decantación, la que requiere de 24 horas. El tanque 2 evita un mayor tiempo de permanencia en el tanque 1 o el agregado de mayor cantidad de

coagulante. La Figura 4 muestra los valores de turbidez en función del número de ciclos de tratamiento en el tanque 2, donde se observa la sedimentación de una muy pequeña cantidad de sólido ($< 0.1 \% 209 \text{ ciclos}^{-1}$). El tanque final número 3 tiene por simple objeto el almacenamiento del agua en condiciones aptas para su consumo.

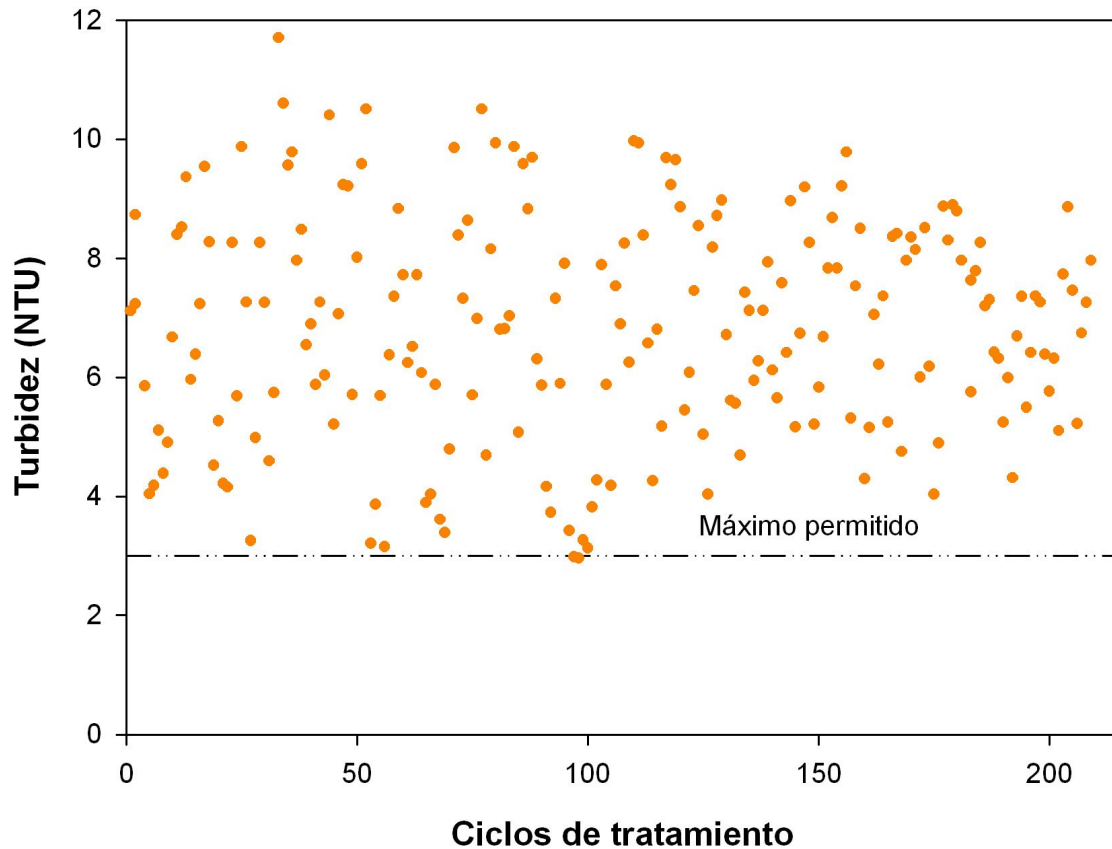


Figura 3. Turbidez vs ciclos de tratamiento al final de cada ciclo de 24 horas en el Tanque 1.

Figure 3. Turbidity vs. treatment cycles in Tank 1 after each 24-hour cycle

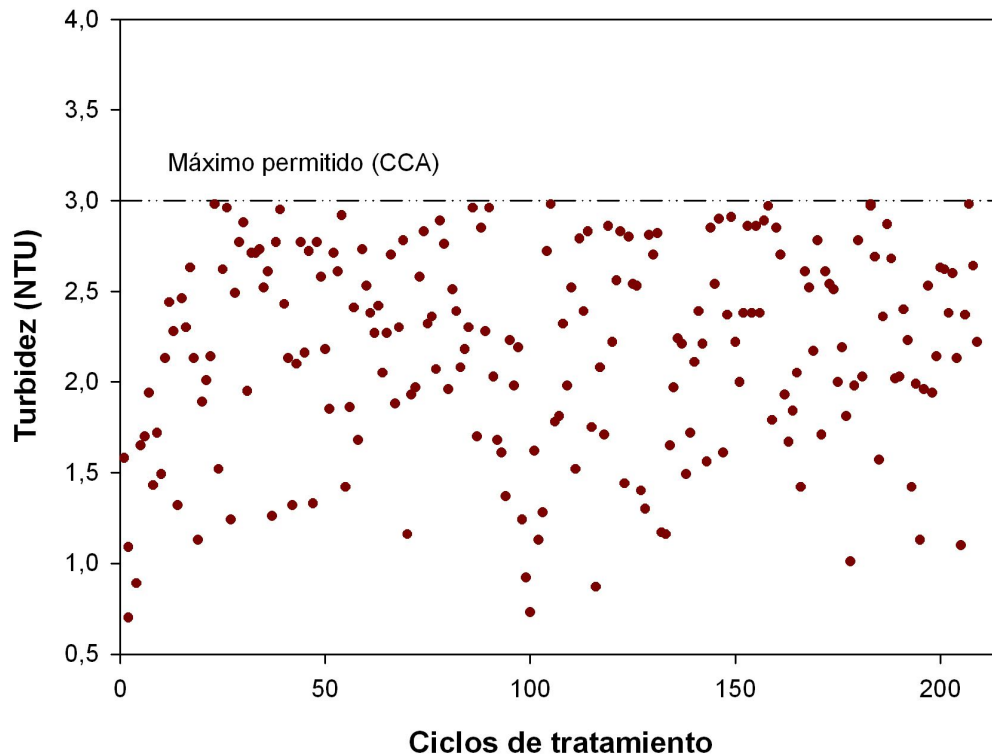


Figura 4. Turbidez vs ciclos de tratamiento al final de cada ciclo de 24 horas en el Tanque 2.

Figure 4. Turbidity vs. treatment cycles in Tank 2 after each 24-hour cycle

El lodo agotado se retira por la parte inferior cónica del tanque 1 (Figura 1). La limpieza del tanque 2 se efectúa por lavado retirando el residuo por la parte inferior (no indicado en la Figura 1). Esta pequeña cantidad de sólido se agrega al residuo del tanque 1 para su disposición final.

Cabe mencionar que el valor del pH del agua disminuye ligeramente, permaneciendo dentro del rango permitido (6.5 - 8.5). Respecto a las concentraciones de Fe(III) y Al(III) al final del proceso, las mismas se mantienen por debajo de los valores establecidos por las normativas vigentes (0.2 mg L⁻¹ para Al y 0.3 mg L⁻¹ para el Fe).

Para completar el ciclo de un proceso compatible con el medio ambiente, una

vez concluida la vida útil del adsorbente e impedir que el As extraído del agua pase a contaminar otra parte de la biosfera, se realizaron ensayos de cementación mediante el empleo del cemento portland como ligante de la arcilla agotada. Se prepararon pastas, morteros y hormigones cuyas propiedades físicas, mecánicas y de lixiviación ya fueron reportadas (González et al., 2012). El proceso de cementación representa una alternativa simple, económica y efectiva para aislar el As removido, garantizando la sustentabilidad de la tecnología propuesta.

Del análisis de los resultados y en las condiciones experimentales de la planta instalada en la Escuela N°1 de Punta Indio, Provincia de Buenos Aires, el procedimiento muestra una alta eficiencia para la

eliminación del contaminante, permitiendo el tratamiento del orden de cuatrocientos mil litros de agua hasta agotamiento del adsorbente. La necesidad del empleo de tres tanques se ve reflejada en los datos de turbidez, entendiendo que las características de tamaño de partícula de la matriz arcillosa del adsorbente (3 - 5 μm), resultante de la desagregación del material inicial por efecto de la agitación, requieren de una etapa adicional para asegurar la calidad del agua.

CONCLUSIONES

La tecnología propuesta, en base al empleo de materias primas naturales, constituye una contribución interesante y sencilla para la remediación de la problemática de la contaminación de aguas subterráneas con As en zonas rurales de la Provincia de Buenos Aires. El tratamiento conduce a valores de As en agua adecuados para su consumo, evitando serios riesgos para la salud de la población.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido desarrollado entre investigadores de los Centros e Institutos de la Universidad Nacional de La Plata, Planta Piloto Multipropósito (PLAPIMU CICPBA), Centro de Química Inorgánica (CEQUINOR CONICET CCT La Plata) e Instituto de Recursos Minerales (INREMI CICPBA), instituciones a las que se agradece su apoyo.

REFERENCIAS

- APHA. 1998: *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20^a ed. American Public Health Association, Washington, DC, EE UU
- Bundschuh J, García M, Birkle P, Cumbal L, Bhattacharya P & Matschullat J. 2009. Occurrence, health effects and remediation of arsenic in groundwaters in Latin America. P 3-13 En: Bundschuh J, Armienta M, Birkle P, Bhattacharya P, Matschullat J & Mukherjee A (ed) *Natural arsenic in groundwaters of Latin America*. CRC Press-Balkema, Taylor and Francis, London, UK
- Driehaus W. 2005. Technologies for arsenic removal from potable water. P 189-203 En: Bundschuh J, Bhattacharya P & Chandrasekharam D (ed) *Natural arsenic in groundwater, occurrence, remediation and management*. CRC Press-Balkema, Taylor and Francis, London, UK
- EPA. 2007. Método EPA 7010. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7010.pdf>
- EPA. 2007. Método EPA 7012. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7012.pdf>
- EPA. 2007. Método EPA 7380. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7380.pdf>
- González MJ, Canafoglia ME, Presta M, Soto E, Thomas H & Botto IL. 2009. Aspectos tecnológicos relacionados con una experiencia piloto de remoción de arsénico en agua mediante minerales de arcilla. *VI Congreso de Medio Ambiente*, San Carlos, Brasil Actas A2-184: 14 p
- González MJ, Giaccio G, Zerbino R, Vedia A & Botto IL. 2012. Geomaterial residual del tratamiento de remoción de As en aguas. Disposición, lixiviación y propiedades mecánicas. *Argentina y Ambiente 2012*, Mar del Plata, Argentina. Actas Ciencia y Tecnología Ambiental. Un enfoque integrador: 998-1003
- Harrington R, Hausner D, Bhandari N, Strongin D, Chapman K, Chupas P, Middlemiss D, Grey C & Parise J. 2010. Investigation of surface structures by powder diffraction: A differential pair distribution function study on arsenate sorption on ferrihydrite. *Inorganic Chemistry*, 49: 325-330

- Mandal B & Suzuki K. 2002. Arsenic around the world: a Review. *Talanta*, 58: 201-235
- Malik AH, Khan ZM, Mahmood Q, Nasreen S & Bhatti ZA. 2009. Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries. *Journal of Hazardous Materials*, 168: 1-12
- Mohapatra D, Mishra D, Chaudhury G & Das R. 2007. Arsenic (V) adsorption mechanism using kaolinite, montmorillonite and illite from aqueous medium. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42: 463-469
- Quicksall A, Bostick B & Sampson M. 2008. Linking organic matter deposition and iron mineral transformations to groundwater arsenic levels in the Mekong delta, Cambodia. *Applied Geochemistry*, 23 (3): 3088-3098
- Riesgo M, González MJ, García Einschlag S & Botto IL. 2010. Tratamiento de aguas contaminadas con arsénico mediante adsorción con geomateriales: coagulación/sedimentación. *XXVIII Congreso Argentino de Química*. Actas en CD.
- Smedley P & Kinniburgh D. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17: 517-568
- Smedley P, Kinniburgh D, Macdonald D, Nicolli H, Barros A, Tullio J, Pearce J & Alonso M. 2005 Arsenic associations in sediments from de loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 20: 989-1016
- Smedley P, Nicolli H, Macdonald D & Kinniburgh D. 2009. Arsenic in groundwater and sediments from La Pampa province, Argentina. P 35-46 En: Bundschuh J, Armienta M, Birkle P, Bhattacharya P, Matschullat J & Mukherjee A (ed) *Natural arsenic in groundwaters of Latin America*. CRC Press-Balkema, Taylor and Francis, London, UK
- Vithanage M, Chandrajith R, Bandara A & Weerasooriya R. 2006. Mechanistic modeling of arsenic retention on natural red earth in simulated environmental systems. *Journal of Colloid and Interface Science*, 294: 265-272