

HIDROQUÍMICA DE LA PRESENCIA NATURAL DE ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS DE ÁREAS SUBURBANAS DE COCHABAMBA-BOLIVIA Y EVALUACIÓN DE LA VIABILIDAD TÉCNICA DE PROCESOS DE REMOCIÓN

WATER CHEMISTRY OF NATURALLY OCCURRING ARSENIC IN GROUNDWATER OF THE SUBURBAN AREAS OF COCHABAMBA-BOLIVIA AND TECHNICAL FEASIBILITY EVALUATION OF ARSENIC REMOVAL PROCESSES

Ramiro Escalera Vásquez^a y Mauricio Ormachea Muñoz^b

^aCentro de Investigaciones en Procesos Industriales, Universidad Privada Boliviana

^bInstituto de Investigaciones Químicas, Universidad Mayor de San Andrés

rescalera@upb.edu

(Recibido el 22 de mayo 2017, aceptado para publicación el 20 de junio 2017)

RESUMEN

Se ha realizado un análisis hidroquímico de 18 pozos ubicados en la zona periurbana oeste de la ciudad de Cochabamba. También se ha efectuado una evaluación de la viabilidad técnica de diferentes procesos de remoción de arsénico en función de los parámetros físicos y químicos de calidad de las aguas provenientes de los pozos más contaminados. Se han logrado los siguientes resultados importantes: La tendencia de evolución geoquímica hacia el tipo de agua Na-Ca-HCO₃ puede ser causada por la mineralización y/o disolución de minerales tipo halita [NaCl], dolomita [CaMg(CO₃)₂], calcita [CaCO₃] y/o magnesita [MgCO₃]. El As disuelto presenta concentraciones variables en 3 órdenes de magnitud, desde 3 hasta 581,7 µg/L, lo que supone un alto riesgo a la salud por exposición. La variabilidad espacio-temporal en las concentraciones de arsénico se explica por la variabilidad litológica del lugar, donde las diferentes capas de arcilla, limo y/o arena contendrían composiciones heterogéneas y variables de As. La correlación positiva moderada entre el arsénico y el hierro presentes sugiere la disolución y/o mineralización de fases amorfas de oxi-hidróxido de hierro asociadas con el arsénico haciendo posible su movilización del As hacia el acuífero subterráneo. Las características físico-químicas de casi todos los pozos altamente contaminados, favorecen la viabilidad técnica de la mayoría los procesos comparados: coagulación con Fe(III) y Al(III), adsorción sobre alúmina activada, intercambio iónico, filtración en lechos de arena recubierta con óxido de hierro (IHE-ADART), Remoción de Arsénico Asistida por Oxidación Solar, RAOS, nano-filtración y osmosis reversa. El pozo con mayor contaminación y mayor salinidad presenta condiciones más desventajosas para su tratabilidad, siendo los procesos de membrana los más viables técnicamente; sin embargo, los procesos IHE-ADART, adsorción sobre alumina activada y RAOS también son potencialmente viables para este caso. En cada una de las OTBs afectadas, será necesario analizar comparativamente la viabilidad económica de la implantación de los procesos en función de sus costos de inversión, operación y mantenimiento, considerando una capacidad adecuada para la población servida.

Palabras clave: Hidro-química de Agua Subterránea, Arsénico, Cochabamba, Procesos de Remoción de Arsénico.

ABSTRACT

This study deals on a hydro-chemical interpretation of groundwater samples from 18 deep wells located in the west suburban area of Cochabamba, Bolivia. We also evaluated the technical feasibility of different arsenic removal processes considering the groundwater physical and chemical characteristics of the most contaminated wells. The geochemical evolution tendency towards the Na-Ca-HCO₃ type, indicates the mineralization/dissolution of halite [NaCl], dolomite [CaMg(CO₃)₂], calcite [CaCO₃], and/or magnesite [MgCO₃]. Dissolved As in groundwater spans over 3 orders of magnitude (3-582 µg/L), representing high health risks by As exposure. The seasonal-spatial high variability of arsenic concentrations can be explained by the lithological variability of the ground, where the different clay, lime and sand layers probably contain variable and heterogeneous As compositions. The moderate positive correlation between iron and arsenic suggests the dissolution/mineralization of amorphous phases of iron oxi-hydroxides associated with As, thus facilitating the mobilization of As species towards the aquifers. The physical and chemical nature of almost all the highly contaminated wells favors the technical feasibility of most of the compared arsenic removal processes: Fe(III) and Al(III) coagulation, activated alumina adsorption, iron coated sand filtration (IHE-ADART) process, nano-filtration and reverse osmosis. The most contaminated well which also has high salinity, presents the most unfavorable conditions for efficient arsenic removal. In this case, membrane processes could be technically feasible; nevertheless, the IHE-ADART, adsorption on activated alumina and Solar Oxidation Assisted Removal of

Arsenic, SORAS processes are potentially feasible. It will be necessary to evaluate the economic feasibility of the implementation of the different processes, considering investment and operation/maintenance costs for an installation size adequate for the population served.

Keywords: Groundwater Chemistry, Arsenic, Cochabamba, Arsenic Removal Technologies.

1. ANTECEDENTES

La presencia de arsénico (As) en aguas de consumo humano en los cinco continentes representa un problema de salud pública de importancia mundial debido a que su ingesta permanente y prolongada tiene el potencial de generar varios tipos de enfermedades, tales como la hiperqueratosis, cánceres de piel y pulmón, afecciones cardiovasculares, entre las más comunes [1,2].

Las zonas más conocidas donde existen aguas subterráneas con elevados contenidos de arsénico son Bangladesh (< 1670) [3], Bengala del Oeste, India (< 3200) [4], Argentina (< 5300 ppb) en la provincia de La Pampa [5] y < 15 000 ppb en la Provincia de Santiago del Estero [6], Chile (< 1300 ppb) [7], entre otros. Se estima que cerca de 200 millones de personas en el mundo están afectadas, con la perspectiva de que tal población siga incrementándose debido a que constantemente se descubren nuevas áreas contaminadas [8].

En Bolivia, en la cuenca del lago Poopó, Ramos, O., *et al.* [9] han estudiado aguas de pozos poco profundos (hasta 30 m), usadas para consumo humano, que poseen concentraciones de As cercanas a 250 µg/l (25 veces la norma boliviana de agua potable y la recomendación de la OMS, 10 µg/L). Ormachea, M., *et al.* [10] evaluaron la calidad de agua, también proveniente de pozos poco profundos, en la zona cercana a la orilla sud del mismo lago, durante periodos lluvioso y seco. Se encontraron concentraciones de As en el intervalo <5,2 y 207 µg/L, promediando 72 µg/l. Por otra parte, en el Distrito de Oruro se encontraron más del 50% de 67 muestras de agua de pozo con concentraciones de As mayores a 10 µg/L, llegando hasta 964 µg/L [11]. En un estudio reciente llevado a cabo en la parte sur del lago Poopó, Ormachea, M., *et al.* [12] encontraron en un piezómetro de investigación concentraciones de As de origen natural de hasta 3497 µg/L; en el mismo estudio se reportaron concentraciones de As de hasta 623 µg/L en pozos de consumo y 117 µg/L en ríos del sector.

En un estudio anterior [13] se estableció una presencia significativa de As en aguas de pozos con profundidades mayores a 50 m en una zona periurbana de la ciudad de Cochabamba. Los contenidos de As disuelto variaron entre valores menores al límite de detección (3 µg/L) y 153 µg/L (prom = 54 µg/L) al final del periodo de lluvias, mientras que al final del periodo seco estas concentraciones variaron entre < LD y 581,7 µg/L (prom = 168,3 µg/L), lo que muestra un incremento de las concentraciones en el periodo seco respecto del periodo húmedo. Sin embargo, lo que llama la atención es que, en ambos periodos, cerca de la mitad de las muestras presentaron valores superiores al valor requerido por la Norma Boliviana de Agua Potable (NB 512) de 10 µg/L. Aún más, dentro del periodo seco (8 meses) cerca del 40% de las muestras la superaron en más de 10 veces. Actualmente no se realiza ningún tratamiento específico para la remoción de As, lo que implica un alto riesgo de exposición de la población a elevados contenidos de As presentes en el agua de consumo. Hasta el presente no se conoce si las fuentes de As son de origen natural o antropogénico, tampoco se sabe acerca de los mecanismos de su liberación hacia el agua subterránea y, lo que es aún más preocupante, no se saben los efectos causados sobre la población.

Sobre la base de los datos obtenidos en el estudio comentado, el presente trabajo realiza un análisis hidroquímico y un análisis de la calidad del agua con el fin de establecer las interacciones y correlaciones del As con cationes y aniones mayoritarios y otros elementos traza con el fin de determinar condiciones que faciliten o dificulten la viabilidad de diferentes procesos de remoción de As en las aguas estudiadas.

2. MÉTODOS Y EQUIPO EXPERIMENTAL

▪ Zona geográfica del estudio

Se recolectaron 18 muestras de aguas de pozos, con profundidad mayor a 30 m, que suministran agua a 11 Organizaciones Territoriales de Base (OTBs) en los municipios de Cercado y Colcapirhua, dentro del área del valle bajo de Cochabamba. La Figura 1 muestra la ubicación de los pozos. El procedimiento de toma de muestras, los métodos utilizados para las mediciones de campo y de laboratorio se reportaron anteriormente [13].

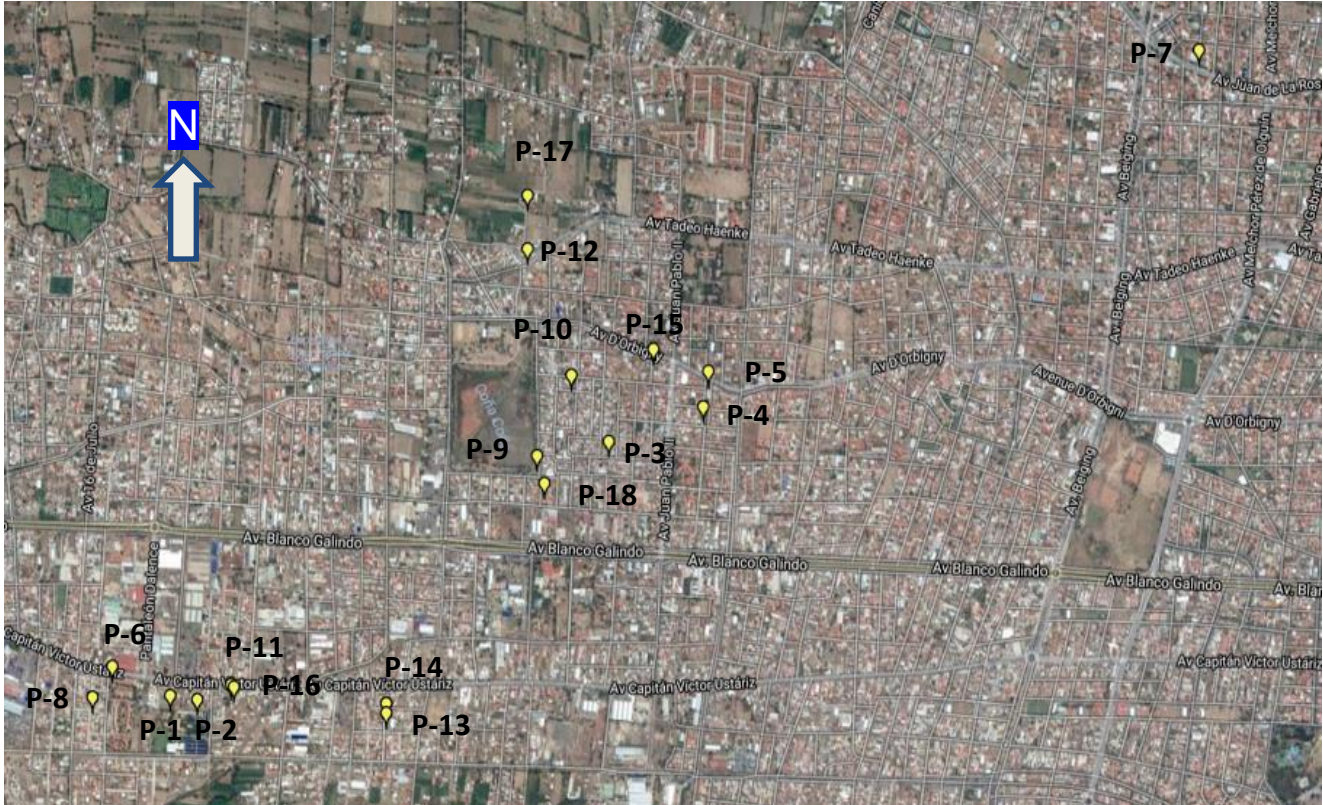


Figura 1 - Ubicación geográfica de los pozos objeto del estudio.

▪ **Análisis hidroquímico**

Para evaluar los resultados de los componente químicos y físicos del agua y para realizar una mejor descripción de la hidroquímica de los pozos estudiados, se utilizó el software Aquachem (ver. 4.0264 Waterloo Hydrogeologic Inc., 2003); este software permite elaborar los diagramas Piper, determinar los tipos de agua, elaborar diagramas de Box & Whisker y encontrar correlaciones entre los diferentes iones presentes en las muestras acuosas.

3. RESULTADOS EXPERIMENTALES Y DISCUSION

3.1 Análisis hidroquímico

La Tabla 1 muestra datos del relevamiento de campo y los resultados de los análisis físico-químicos de las muestras colectadas en boca de pozo de los 18 pozos profundos. El análisis hidroquímico se basó en las muestras colectadas en la época seca.

Los parámetros medidos en campo mostraron valores de pH ligeramente alcalinos, comprendidos entre 7,12 y 8,24 con una mediana de 7,79. El potencial de óxido-reducción mostró un sistema relativamente oxidante, con valores en un rango que varían desde los +140,8 hasta los +202,5 mV con una mediana igual a +168,9 mV. La conductividad eléctrica varió en un amplio rango desde los 213 hasta los 1599 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una mediana igual a 399,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando que algunos de los pozos presentan elevada salinidad, uno de los cuales supera el límite permisible de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ establecido en la norma boliviana NB 512 para agua potable. Los valores de temperatura mostraron un rango estrecho desde 18,8 hasta 22,6 $^{\circ}\text{C}$ con una mediana de 21,1 $^{\circ}\text{C}$.

TABLA 1- CALIDAD FISICO-QUÍMICA DE AGUAS DE POZOS DE LA ZONA PERIURBANA DE COCHABAMBA [13]

Parámetro	Época seca			Límite permisible NB 512
	Máx.	Mín.	Mediana	
pH	8,24	7,12	7,79	6,5 – 9,0
Conductividad específica, $\mu\text{S/cm}$	1599	213	399,5	1500
Potencial Óxido-Reducción, mV	+202,5	+168,9	+140,8	
Bicarbonatos, mg- CaCO_3/L	544	119	232	370
Cloruros, mg/L	150	0,8	15	250
Fluoruros, mg/L	1,3	0,5	0,7	1,5
Sulfatos, mg/L	315,7	0,34	12,1	400
Nitratos, mg/L	17,1	1,6	6,8	45
Calcio, mg/L	130	15	26,8	200
Magnesio, mg/L	56,2	4,3	10,3	150
Sodio, mg/L	180,5	13,4	38,8	200
Potasio, mg/L	2,7	0,3	1,2	-
Hierro, mg/L	1,2	< 0,1	0,05	0,3
Manganeso, mg/L	1,3	< 0,1	0,24	0,05
Zinc, mg/L	1,7	< 0,1	0,05	5,0
Cobre, mg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0
Arsénico; $\mu\text{g/L}$	582	< 3	18,6	10

Los resultados de laboratorio referentes a los iones mayoritarios fueron representados en un diagrama de Piper (Figura 2).

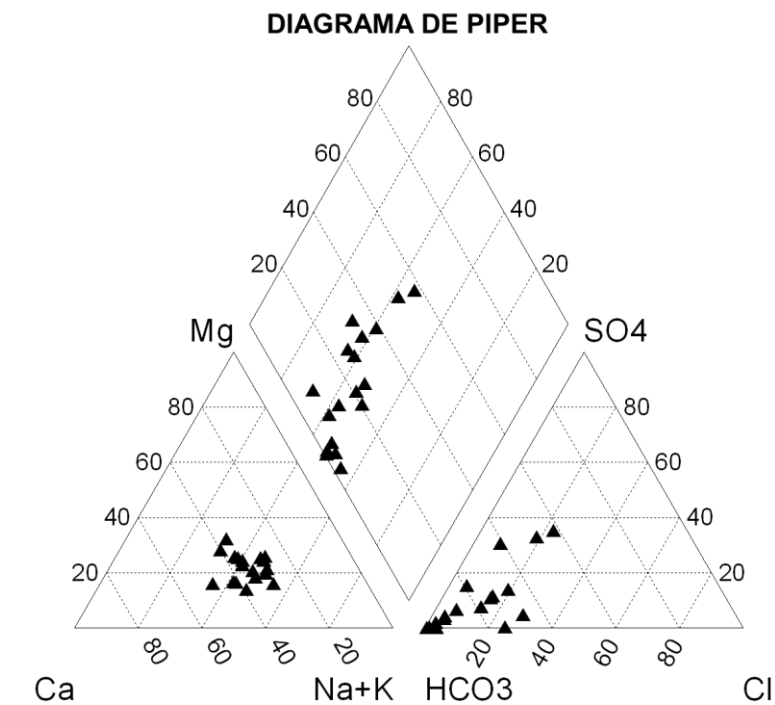


Figura 2- Diagrama de Piper de los pozos ubicados en la zona de estudio

Observando este diagrama y notando los resultados de la Tabla 2, se puede evidenciar que no hay una gran diferencia entre la composición química de las diferentes muestras de agua subterránea. Los tipos de agua más importantes

presentan la siguiente distribución: Na-Ca-HCO₃ (44%); Na-Ca-Mg-HCO₃ (28%) y Na-Ca-Mg-HCO₃-Cl (11%). El restante 17% está constituido por tipos de agua mixtos. Observado el diagrama de Piper, en forma general, se puede observar una tendencia de evolución geoquímica hacia el tipo de agua Na-Ca-HCO₃. La caracterización hidroquímica de compuestos mayoritarios concuerdan con la descripción realizada por Renner & Velasco [14] en pozos estudiados en el valle central de Cochabamba.

TABLA 2 - DISTRIBUCION DE TIPOS DE AGUA

Tipo de agua	Número de pozos	Porcentaje
Na-Ca-HCO ₃	7	44%
Ca-Na-HCO ₃	1	
Na-Ca-Mg-HCO ₃	3	28%
Ca-Na-Mg-HCO ₃	1	
Ca-Mg-Na-HCO ₃	1	
Na-Ca-Mg-HCO ₃ -Cl	2	11%
Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄ -Cl	1	17%
Na-Ca-Mg-HCO ₃ -SO ₄	1	
Na-Ca-Mg-HCO ₃ -SO ₄ -Cl	1	
Na-Ca-Mg-HCO ₃ -SO ₄ -Cl	1	

Los resultados de los análisis de laboratorio para los cationes mayoritarios mostraron los siguientes rangos de concentraciones (ver Tabla 1): Sodio entre 13,4 y 180,5 mg/L (mediana: 38,8 mg/L); calcio entre 15,0 y 129,7 mg/L (mediana: 26,8 mg/L); magnesio entre 4,3 y 56,2 mg/L (mediana: 10,3 mg/L) y potasio entre 0,4 y 2,7 mg/L (mediana: 1,2 mg/L). Con respecto a los aniones mayoritarios los rangos de concentraciones (Tabla 1) variaron de la siguiente manera: Fluoruro, entre 0,5 y 1,3 mg/L (mediana: 0,7 mg/L); bicarbonato entre 119,3 y 543,9 mg/L (mediana: 232,0 mg/L); cloruro entre 0,8 y 150,0 mg/L (mediana: 14,6 mg/L); sulfato entre 0,3 y 315,7 mg/L (mediana: 12,0 mg/L) y nitrato entre 1,64 y 129,7 mg/L (mediana: 26,8 mg/L); siendo los iones predominantes el sodio, el calcio y el bicarbonato (ver Figura 3).

DIAGRAMA BOX-WHISKER

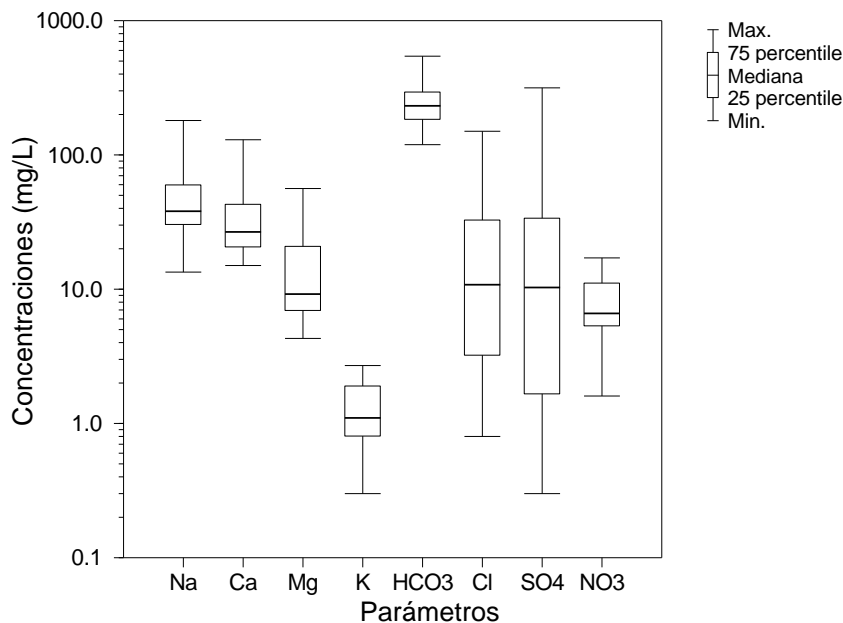


Figura 3 - Diagrama Box-Whisker para iones principales.

Se pudo evidenciar una correlación positiva entre el calcio y el bicarbonato ($r=0,935$) y entre el magnesio y el bicarbonato ($r= 0,909$) presentes en el agua subterránea, lo cual nos permite suponer que el origen del agua subterránea podría estar causado por la mineralización y/o disolución de minerales tipo dolomita [CaMg(CO₃)₂], calcita [CaCO₃] y/o magnesita [MgCO₃]; esta observación está respaldada por la descripción geológica realizada por Renner y Velasco

[14] quienes indican que entre las diferentes formaciones geológicas de la región se evidencia la presencia de rocas carbonatadas y dolomitas. De la misma manera existe una correlación entre el sodio y el cloruro ($r=0,96$) presentes en el agua subterránea, lo que podría indicar la disolución de halita [NaCl], mineral muy común y presente sobre todo en ambientes áridos y semiáridos.

Con respecto a los metales y elementos traza, el arsénico mostró un rango de concentraciones desde valores por debajo del límite de detección ($3 \mu\text{g/L}$) hasta un máximo de $581,7 \mu\text{g/L}$ con un valor mediana de $18,6 \mu\text{g/L}$ (ver Figura 4).

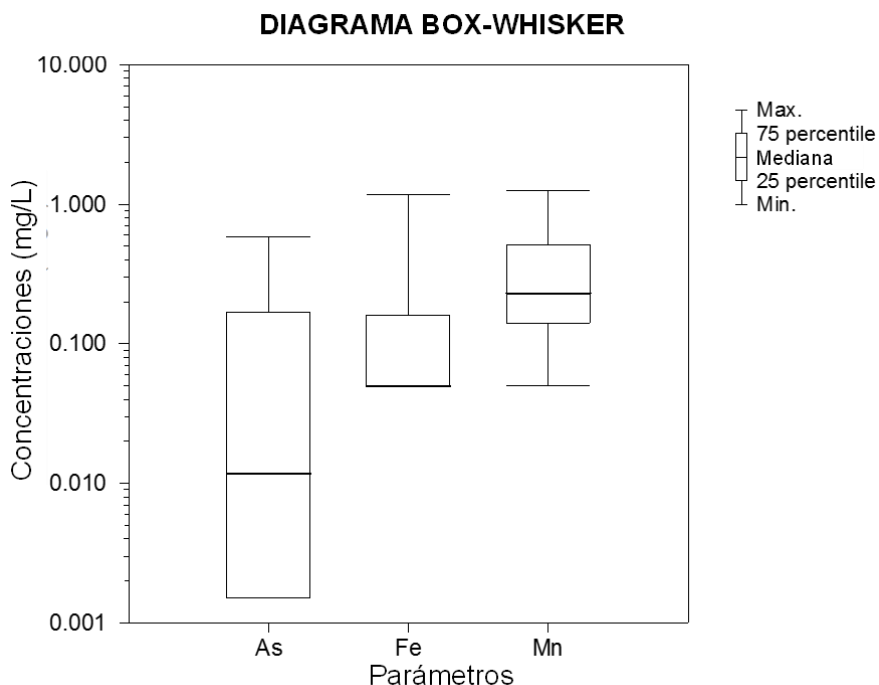


Figura 4- Diagrama Box-Whisker para elementos traza.

Hasta un 55,6% de los pozos estudiados (diez de dieciocho pozos) presentaron valores de concentraciones de As por encima del valor máximo permisible ($10 \mu\text{g/L}$) para agua potable según la norma boliviana (NB 512), lo cual es de una gran preocupación por la elevada toxicidad que tienen este elemento y que está presente en el agua de consumo. Entre los elementos sensibles a reacciones de óxido-reducción, el hierro presentó concentraciones que varían desde valores por debajo del límite de detección ($0,1 \text{ mg/L}$) hasta un máximo de $1,2 \text{ mg/L}$ y el manganeso mostró concentraciones por debajo del límite de detección ($0,1 \text{ mg/L}$) hasta un máximo de $1,3 \text{ mg/L}$.

Una correlación positiva moderada ($r=0,586$) entre el arsénico y el hierro presentes en las muestras de agua subterránea, sugiere la disolución y/o mineralización de fases amorfas de oxi-hidróxido de hierro asociadas con el arsénico, lo cual es muy común en otros sistemas estudiados [9, 12, 15]

3.2 Distribución espacial de la presencia de arsénico

La máxima concentración de As disuelto ($582 \mu\text{g/L}$) se encontró en el pozo 13 en el lado sud de la zona de muestreo (Figura 5). En la misma ubicación existe otro pozo en el que no se detecta As (pozo 14). Otra situación similar se presenta entre los pozos 9 ($188 \mu\text{g-As/L}$) y 18 (valor menor a LD), cuya distancia es menor a 80 m. En general, se puede afirmar que las concentraciones de As en estos pozos con profundidad mayor a 50 m están distribuidas de forma heterogénea y tienen alta variabilidad incluso en una zona muy pequeña. Este tipo de comportamiento es común en acuíferos que yacen en sedimentos con litología muy variable, sedimentos fluvio-lacustres en los que por lo general el As se encuentra asociado a minerales de hierro los cuales se encuentran heterogéneamente distribuidos en las diferentes capas de arcilla, limo y/u arena. Este comportamiento también fue observado en aguas de pozos poco profundos ($0,9 - 1,5 \text{ m}$; prom = $1,2 \text{ m}$) y muestras colectadas con piezómetros ($2-5,3 \text{ m}$; prom = $3,8 \text{ m}$) en la orilla sud del Lago Poopó [12].

Para explicar este comportamiento tan peculiar, inicialmente debemos referirnos a la variabilidad en la disposición de los sedimentos. El estudio hidrogeológico llevado a cabo por Renner y Velasco [14] en el valle central de Cochabamba, ha evidenciado una gran heterogeneidad vertical y lateral en los sedimentos debido a un complicado sistema de abanicos aluviales y lacustres, donde los materiales como la arcilla, el limo y/o la arena se depositan alternadamente. Por otro lado, la distribución de minerales de hierro en estos materiales aluviales y lacustres, es también altamente heterogéneo; Smedley & Kinniburgh [15] han descrito la asociación del As a estas fases minerales de hierro que debido al constante cambio en las condiciones fisicoquímicas del acuífero debido a la extracción de grandes volúmenes de agua y al cambio en el nivel piezométrico, permiten la movilización del As hacia el acuífero subterráneo.

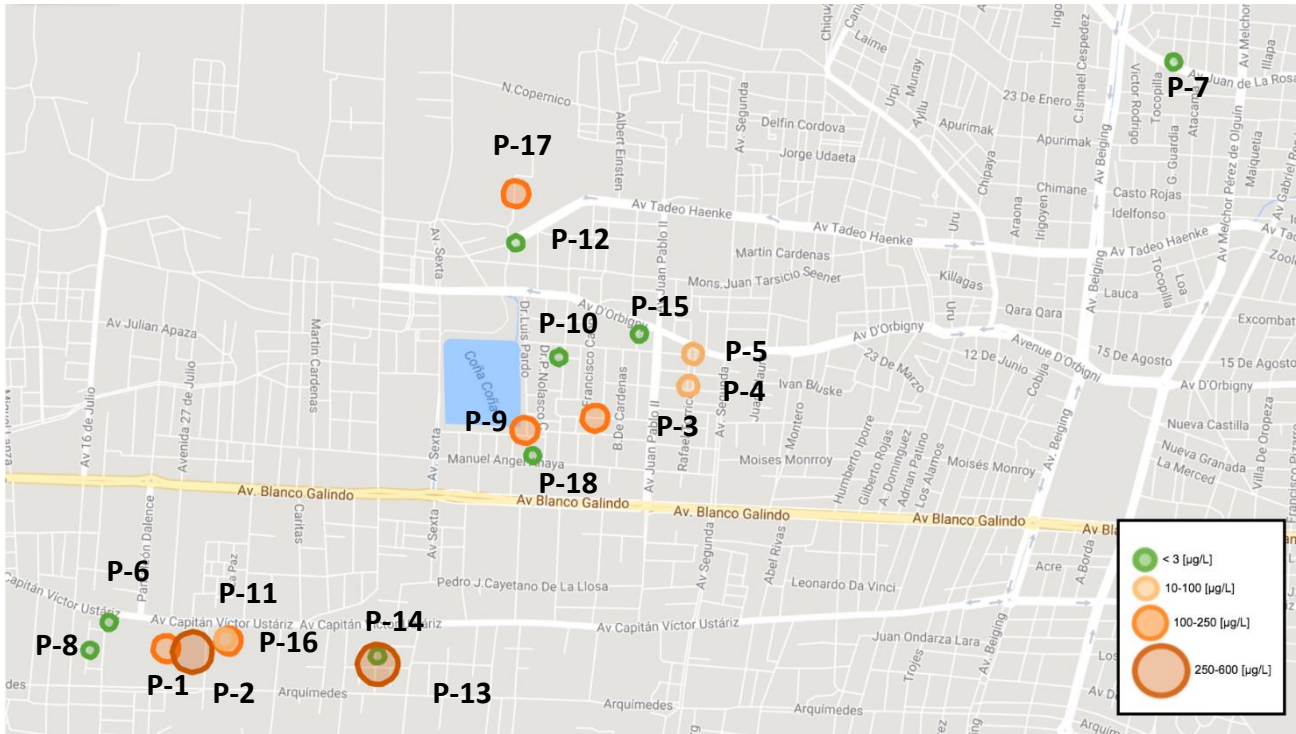


Figura 5- Distribución espacial de arsénico en acuíferos profundos en la zona de estudio.

3.3 Procesos de remoción de arsénico

Las tecnologías de remoción de arsénico en aguas de consumo humano reconocidas por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos, USEPA, incluyen entre las principales [16, 17]:

- Los procesos de co-precipitación que comprenden coagulación/filtración, filtración directa, ablandamiento con cal (25 -10 000 hab.)
- Los procesos de adsorción sobre alúmina activada (AA), materiales adsorbentes basados en hierro (Iron Based Sorbents, IBS) y otros (tecnología para punto de uso, 25- 10 000 hab.)
- Procesos de intercambio iónico (25 – 10 000 hab.)

Dentro de otros procesos desarrollados desde hace algunos años están:

- Adsorción oxidativa en filtros de arena cubierta de óxidos de hierro/manganeso (escala familiar hasta escala industrial)
- Filtración de membrana, incluyendo nano-filtración, ósmosis reversa (escala familiar hasta escala industrial)
- El proceso de flujo continuo de Remoción de Arsénico Asistida por Oxidación Solar (RAOS) [13] (escala familiar)

A continuación se describen las características esenciales de los procesos mencionados.

(a) Procesos de co-precipitación

La co-precipitación por coagulación es la técnica más común, además que satisface los requerimientos normativos [16]. Cuando se añaden coagulantes como el sulfato de aluminio, sales férricas y óxido de calcio en el ablandamiento con cal, y se procede a una agitación intensa, se forman inmediatamente micro-floculos de hidróxido de aluminio, hidróxido férrico e hidróxido de calcio. Una subsecuente agitación lenta por algunos minutos permite el crecimiento de los floculos hasta tamaños adecuados para una buena sedimentación. Durante este proceso de floculación y posterior filtración, el As se remueve a través de tres mecanismos [18, 19]:

- La formación y precipitación de los compuestos insolubles $\text{Al}(\text{AsO}_4)$ o $\text{Fe}(\text{AsO}_4)$
- La co-precipitación que es la incorporación de especies solubles de arsénico dentro de la fase creciente de hidróxido metálico
- La adsorción en la que los iones $\text{As}(\text{V})$ negativamente cargados se adsorben sobre la superficie de los floculos por efecto electrostático, formando complejos Al-As o Fe-As, siendo necesario que los arsenitos se oxiden a arseniatos usando algunos oxidantes como el ozono, hipocloritos o permanganato de potasio.

Los tres mecanismos contribuyen independientemente a la remoción de As siendo la adsorción y la co-precipitación mucho más preponderantes que la precipitación directa [20].

Los sólidos formados se remueven mediante procesos de separación solido/liquido, típicamente floculación, sedimentación y filtración, de la misma manera que en los procesos de clarificación del agua. El intervalo de pH óptimo para la coagulación con sulfato de aluminio es muy estrecho (entre 7,2 y 7,5), mientras que la coagulación con sales férricas es mucho más amplia (6,0 – 8,5) [21]. En cambio, la coagulación con cal requiere un intervalo también estrecho de 10,6 – 11,4 [22]). Además de la pre-oxidación, la relación Fe/As juega un rol importante en la eficacia de remoción de As [23]. Por otra parte, la coagulación puede no suceder cuando la alcalinidad es baja.

(b) Procesos de Adsorción

Los procesos de adsorción sobre materiales granulares adsorbentes tales como la alúmina activada, el carbón activado, medios filtrantes recubiertos por óxidos de hierro y otros, son eficaces para la remoción selectiva del arsénico. Pueden operarse con y sin regulación del pH además que pueden necesitar o no la regeneración del material usado y logran reducir consistentemente la concentración de As por debajo los valores estándar [17]. La alúmina activada es más barata que los otros adsorbentes comerciales y es muy efectiva para remover el $\text{As}(\text{V})$; sin embargo, su eficiencia de remoción de $\text{As}(\text{III})$ se ve fuertemente afectada por el pH [16]. Una ventaja importante respecto al proceso de intercambio iónico es que los tiempos de operación mucho mayores, donde típicamente se tratan varias decenas de miles de volúmenes de lecho antes de que suceda una caída substancial de la eficacia de remoción de arsénico hasta menos del 90% [20].

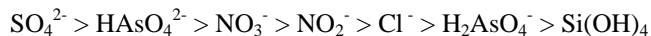
El Proceso IHE-ADART (Adsorptive Dutch Arsenic Removal Technology) desarrollado por la UNESCO-IHE, es una tecnología muy económica basada en la adsorción sobre arena recubierta por óxido de hierro (IOCS, por sus siglas en ingles). El IOCS se genera como residuo en las plantas de tratamiento de aguas subterráneas que contienen altas concentraciones de hierro, es altamente eficiente para adsorber $\text{As}(\text{III})$ y $\text{As}(\text{V})$ y su capacidad de adsorción es comparable a otros adsorbentes comerciales caros, haciendo posible costos bajos de tratamiento. Logra reducir concentraciones de arsénico por debajo del límite recomendado por la OMS (10 $\mu\text{g}/\text{L}$). Su capacidad puede variar desde una escala casera (unos 100 L/d) hasta escala industrial 8 000 m^3/d [24]. En aguas que tienen pequeñas concentraciones de $\text{Fe}(\text{II})$, es necesario añadir sales ferrosas para regenerar el IOCS. No necesita retrolavado.

(c) Intercambio iónico

Es un proceso físico-químico en el que los iones se intercambian entre una fase en solución y una fase de resina sólida. La resina aniónica de base fuerte es la mejor resina para remover el As que tiene la ventaja de no ser sensible al pH en el intervalo de 6,5 y 9,0. Considerando que la mayoría de las aguas naturales entra dentro de ese intervalo, no es necesario realizar ajustes de pH.

Por su naturaleza, el $\text{As}(\text{III})$ no se puede remover porque que a $\text{pH} < 9$ existe predominantemente como H_3AsO_3 neutro, por lo que se es necesario oxidarlo previamente a HAsO_4^{2-} .

Por otra parte, la afinidad de intercambio es una función de la carga neta en el proceso y varía entre los diferentes aniones existentes naturalmente en las aguas sin tratar. Dicha afinidad varía de acuerdo a la siguiente secuencia [25]:



En consecuencia, la presencia de altas concentraciones de aniones competitivos, en especial el sulfato, puede disminuir la eficacia de la remoción de As, ya que es preferentemente afín. El intercambio iónico es recomendado cuando la concentración de sulfatos menor a 50 mg/L [25]. Por otra parte, altas concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT) pueden afectar adversamente el desempeño del intercambio iónico.

(d) Filtración por membranas

Los procesos de membrana pueden remover el As mediante la filtración, repulsión eléctrica y adsorción de compuestos portadores de As. La viabilidad de la micro-filtración y la ultra-filtración en la remoción de As depende grandemente de la distribución de tamaño de las partículas portadoras en la fuente de agua. La nano-filtración puede remover un buen porcentaje de compuestos disueltos de arsénico presentes en aguas naturales. La ósmosis inversa (OR) puede remover compuestos disueltos, siendo apropiada para la remoción de As, tomando en cuenta que el 80-90% del As presente en aguas subterráneas está disuelto. El uso de la nano-filtración y la OR es ventajoso en el caso de que exista un alto grado de salinidad (concentraciones elevadas de sólidos disueltos, especialmente sulfatos (> 360 mg/L) y cloruros (> 250 mg/L). Sin embargo, se debe considerar la dureza total elevada puede causar incrustaciones calcáreas en la membrana y que los coloides, sílice y bacterias pueden ocasionar el ensuciamiento de los poros [25].

La desventaja es su alto costo (mayor que las otras tecnologías) y la generación de grandes volúmenes de residuos. Sin embargo, tiene la ventaja de requerir poco mantenimiento y no se necesita la adición de reactivos químicos [26].

(e) El proceso de Remoción Asistida por Oxidación Solar (RAOS)

El proceso RAOS, desarrollado por Hugh *et al.* [27] es una técnica simple que ha probado ser eficaz para la remoción de arsénico, especialmente en zonas rurales de escasos recursos alternativos. El agua contaminada contenida en una botella PET se mezcla con algunas gotas de limón y una fuente de Fe(II), se agita para oxigenarla durante unos minutos y se expone a la radiación solar durante 4 – 5 h. Durante la exposición, la radiación UVA solar genera radicales libres de alto poder oxidante, tales como los radicales hidroxilo, OH*, que oxidan el Fe(II) a Fe(III) y el As(III) a As(V). Los flóculos de ferri-hidrita formados adsorben y co-precipitan el As(V), removiéndolo de la fase líquida. La capacidad de tratamiento en proceso discontinuo es limitada (< 20 L/d por metro cuadrado de superficie expuesta).

Utilizando el mismo principio, Escalera y Ormachea [28] desarrollaron un proceso de flujo continuo basado en la aplicación de foto-reactores solares muy económicos que utilizan materiales desechables (12 \$US/m²). Este desarrollo permitió aumentar la capacidad de tratamiento hasta 160 L/d por metro cuadrado de colector, con eficacias mayores al 98% en aguas altamente contaminadas (hasta 1200 µg-As(V)/L).

3.4 Efectos de la calidad del agua sobre la viabilidad técnica de los procesos de remoción de arsénico

3.4.1 Efecto del pH y estado de oxidación del arsénico

El arsénico puede estar disuelto en aguas naturales como especies que forman oxianiones (iones negativamente cargados combinados con el oxígeno), típicamente en la forma de arsenito trivalente, As(III) o arseniato pentavalente, As(V). Las especies de arsenito se presentan como H₃AsO₃ y sus derivados protolíticos correspondientes (H₄AsO₃⁺, H₂AsO₃⁻, HAsO₃²⁻, AsO₃³⁻). En cambio el arseniato existe como H₃AsO₄ y sus productos iónicos correspondientes (H₂AsO₄²⁻, HAsO₄²⁻, AsO₄³⁻). Las formas orgánicas de As se presentan mayormente debido a la actividad biológica en aguas superficiales o donde las aguas están significativamente afectadas por la contaminación industrial, no obstante rara vez tienen importancia significativa [15, 29].

La especiación de As en sistemas acuáticos está controlada por el potencial oxido-reducción (Eh) y el pH. La Figura 6 presenta la distribución de las diferentes especies de As en sistemas acuáticos en un diagrama Eh-pH. Se observa que el arseniato es la especie dominante bajo condiciones óxicas y se encuentra en el intervalo común de pH encontrado en la mayoría de las aguas naturales ya sean superficiales o subterráneas (como H₂AsO₄⁻ a pH < 6,8 y HAsO₄²⁻ a pH > 6,8). Bajo condiciones reductoras el arsenito es la especie predominante, siendo la forma principal la especie neutra H₃AsO₃ a pH < 9,2 [15, 30-31]. En la misma figura se superponen los valores de pH y Eh de las aguas estudiadas, permitiendo establecer que, en las condiciones moderadamente oxidativas +141 < Eh < +202) y valores de pH entre 7,4 y 8,3, las

especies de As pueden presentarse como HAsO_4^{2-} . Adicionalmente, se establece que esta condición está cerca del margen de la región de remoción efectiva de As, tal como sugiere Vance [32].

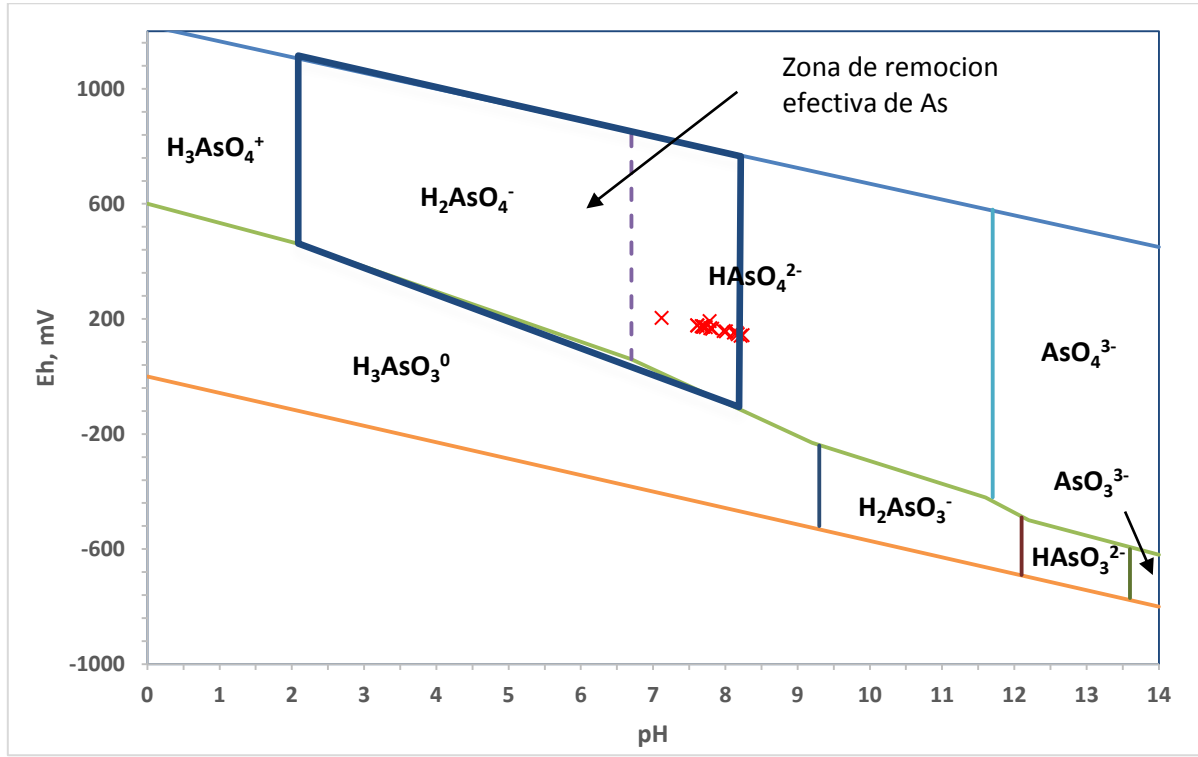


Figura 6 - Especiación del arsénico en las aguas subterráneas de la zona de estudio. Adaptado de Vance [32].

La conversión de H_3AsO_3 a HAsO_4^{2-} es crítica para cualquier proceso de tratamiento de As, debido a que el H_3AsO_3 neutro a valores de pH naturales (entre 6 y 9) no es fácil de ser removido. En cambio la doble carga del HAsO_4^{2-} , facilita su remoción más eficaz en procesos de adsorción sobre alúmina activada, intercambio iónico, precipitación con coagulantes como el sulfato de aluminio y la co-precipitación con hidróxido férrico generada por la adición de sales férricas. De la misma manera, el proceso de Remoción de Asistida por Oxidación Solar (RAOS) se facilita por la oxidación simultánea de Fe(II) a Fe(III) y de As(III) a As(V) en presencia de oxígeno disuelto en el agua generada por la aireación [26]. Como el arsénico se presenta como HAsO_4^{2-} (ver Figura 6) no se hace necesario que los pozos contaminados incrementen su potencial óxido-reducción, Eh, por aireación, o el uso de oxidantes químicos como etapa previa.

3.4.2 Presencia de hierro en las aguas subterráneas

Según la EPA la presencia de hierro juega un rol importante en la selección y tratabilidad del agua contaminada con As y la relación Fe:As puede tener influencia en la tecnología que se escoja. Como regla de oro, establece los siguientes criterios [33]: Altos contenidos de Fe ($> 0,3 \text{ mg/L}$) y alto Fe:As ($> 20:1$). Los procesos de remoción de hierro pueden utilizarse para promover la remoción de As mediante la adsorción y la co-precipitación

- Altos contenidos de Fe ($> 0,3 \text{ mg/L}$) y bajo Fe:As ($< 20:1$). La adición de sales de hierro se debe considerar para modificar procesos tales como la coagulación/filtración.
- Bajos contenidos de Fe ($< 0,3 \text{ mg/L}$). Se seleccionan tecnologías como la adsorción sobre materiales adsorbentes y el intercambio iónico.

Las concentraciones de hierro en los pozos estudiados son muy pequeñas ($1,2 \text{ mg/L}$ como máximo y algunas no se detectan) y sus relaciones Fe:As son menores a 20 en todos los pozos. En consecuencia, si se desea considerar los procesos RAOS, IHE-ADART y co-precipitación, será necesario añadir sales ferrosas y férricas en dosis adecuadas para efectivizar tales procesos.

3.4.3 Presencia de aniones competitivos

La mayoría de las aguas estudiadas contienen altas concentraciones de ion bicarbonato (> 119 mg/L), lo cual es apropiado para la remoción de As, debido a que los iones bicarbonato pueden proveer la alcalinidad necesaria para favorecer la formación y precipitación de hidróxidos de hierro en los procesos de coagulación y adsorción. Ejemplo de ello es la experiencia en la aplicación del proceso IHE-ADART en una planta piloto demostrativa localizada en Chalastra Grecia donde se presentaba una alta concentración de bicarbonatos (250 mg/L) [25]. Por otra parte, los bicarbonatos pueden generar nuevas especies oxidantes que favorezcan la remoción de As(V) en el proceso RAOS, tal como sugieren Hug *et al.* [34].

Por el contrario, la presencia de otros aniones mayoritarios como los nitratos, sulfatos puede ser perjudicial para la remoción de As, debido a que compiten por los sitios activos de la ferri-hidrita o de otras superficies adsorbentes como la alúmina activada [35]. Este aspecto atañe a los procesos de adsorción con alúmina activada, IHE-ADART, RAOS y co-precipitación. Afortunadamente, casi la totalidad de las aguas estudiadas contienen bajas concentraciones de estos aniones, indicando que su calidad es apropiada para la viabilidad de tratamiento mediante la aplicación de los procesos mencionados.

3.4.4 Salinidad

Los procesos de intercambio iónico se ven afectados por concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales (> 500 mg/L) y especialmente la presencia de sulfatos (> 50 mg/L). En cambio los procesos de adsorción pueden ser efectivos a valores de SDT hasta 1000 mg/L, cloruros < 250 mg/L y sulfatos < 360 mg/L [25].

Finalmente, los procesos de OR y nano-filtración que son bastante caros son capaces de remover arsénico en presencia de contenidos elevados de SDT, sulfatos, cloruros y otros aniones en aguas de alta salinidad.

En este trabajo se pudo determinar que el pozo que presenta la más alta concentración de As (582 μ g/L), también contiene una alta salinidad: 1443 μ S/cm de conductividad específica, 316 mg/L de sulfatos, 150 mg/L de cloruros 474 mg/L de bicarbonatos, y altas concentraciones de Na (180 mg/L), Ca (100 mg/L) y Mg (54 mg/L). Por otra parte, se tiene una alta presencia de manganeso (0,8 mg/L).

Para el tratamiento de estas aguas, se podría seleccionar el proceso de adsorción con alúmina activada que según la Agencia Ambiental de los Estados Unidos [25], los sulfatos y cloruros presentan problemas cuando sus concentraciones son mayores a 720 y 250 mg/L, respectivamente. Sin embargo, el alto contenido de manganeso podría afectar su desempeño, puesto que el nivel problemático es bastante bajo (0,05 mg/L).

El proceso RAOS podría también ser factible. Cornejo *et al.*, 2008 [7] reportaron remociones muy altas de As, utilizando virutas de hierro y gotas de limón, al tratar aguas del río Camarones, cuyas características son bastante salobres: 2 270 μ S/cm de conductividad específica, 231 mg/L de sulfatos, 556 mg/L de cloruros, 79,6 mg/L de calcio y 354 mg/L de sodio. La concentración de As fue de 1 000 μ g/L. El As se encontrado como As(V) por las condiciones de oxigenación del río.

Otro proceso factible podría ser el IHE-ADART. Usando este método, Van Den Bergh *et al.* [11] trataron aguas sintéticas de alta salinidad y determinaron que las concentraciones altas de sulfatos y cloruros no afectaban la eficacia de remoción de arsénico.

Será necesario efectuar pruebas de tratabilidad para asegurar las condiciones óptimas de operación para una remoción efectiva del As, en el caso de los tres últimos procesos descritos.

3.5 Viabilidad del tratamiento de los pozos estudiados

Tomando en cuenta los efectos de los distintos aniones y cationes contenidos en las aguas subterráneas estudiadas sobre los procesos de remoción de As, se realizó una evaluación de la viabilidad técnica del tratamiento para los pozos que presentan las mayores concentraciones de arsénico, tanto en periodo seco como en el periodo de lluvias [13]. Se consideraron el pH, Eh, la conductividad específica (C. E.) como una medida de los sólidos disueltos totales, los aniones mayoritarios competitivos con el arsénico y la presencia de hierro. Los procesos considerados fueron: la coagulación con Fe(III) y Al(III), adsorción con alúmina activada (AA), la filtración en arena recubierta con óxidos de hierro, el intercambio iónico, el proceso RAOS, la nano-filtración y la osmosis reversa. La comparación se muestra en la Tabla 3.

TABLA 3- EVALUACION DE LA VIABILIDAD DE VARIOS PROCESOS DE REMOCION DE As EN FUNCION DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LOS POZOS CONTAMINADOS DE LA ZONA DE ESTUDIO

Pozo contaminado	As, µg/L	pH	Eh, mV	C. E., µS/cm	Bicarbonatos, mg/L	Sulfatos, mg/l	Nitratos, mg/L	Fe, mg/L	Coagulación Al(III), Fe(III)	Adsorción con AA	IHE-ADA RT	Intercambio iónico	RAOS	Nano-filtración Osmosis reversa
P-1	40-144	8,17	+146	320-546	232-424	0,4-0,9	13-17	0,1						
P-2	153-496	7,73	+170	365-621	273-496	0,7-1,8	12-12	0,3						
P-17	46-189	8,12	+152	349-874	200-342	20-24	4-9	0,2						
P-3	24-194	8,16	+152	251-430	188-320	0,3-6	8-16	0,1						
P-13	104-582	7,80	+167	1443-2710	474-874	294-316	4-7	0,1						
P-11	50-150	7,98	+158	283-605	198-372	8-26	5-7	0,3						
P-9	94-187	7,70	+177	434-587	266-406	12-41	2-10	1,2						
	Condición favorable, alta viabilidad													
	Condición no óptima, viabilidad media													
	Necesita pruebas de tratabilidad													
	Condición desfavorable, baja viabilidad													

Se puede afirmar que las características físico-químicas de casi todos los pozos altamente contaminados, favorecen la viabilidad técnica de la mayoría los procesos comparados.

El pozo con mayor contaminación y mayor salinidad presenta condiciones más desventajosas para su tratabilidad. En este caso, los procesos de nano-filtración y osmosis reversa podrían ser los más viables técnicamente. Sin embargo, estos procesos son caros, complejos y sus residuos son abundantes, en consecuencia su viabilidad económica debe ser evaluada en función de la población servida, tamaño y costo de las instalaciones. Podrían ser una solución para su aplicación en domicilios con instalación en puntos de uso.

Los procesos IHE-ADART, adsorción sobre alúmina activada y RAOS son potencialmente viables, siempre y cuando se estudien condiciones de operación adecuadas para la remoción efectiva del As.

4. CONCLUSIONES

Se ha realizado un análisis hidroquímico y una evaluación de la viabilidad de diferentes procesos de remoción de As en función de los parámetros de calidad de las aguas provenientes de los pozos más contaminados ubicados en la zona periurbana oeste (Distrito 4 y el municipio de Colcapirhua) de la ciudad de Cochabamba. Se han logrado los siguientes resultados importantes:

La hidroquímica de los pozos estudiados, muestra una tendencia de evolución geoquímica hacia el tipo de agua Na-Ca-HCO₃, esta característica puede ser proporcionada por la mineralización y/o disolución de minerales tipo halita [NaCl], dolomita [CaMg(CO₃)₂], calcita [CaCO₃] y/o magnesita [MgCO₃]. El As presenta concentraciones de hasta 581,7 µg/L, lo que supone un alto riesgo a la salud por exposición; la correlación positiva moderada entre el As y el hierro presentes en las muestras de agua subterránea, sugiere la disolución y/o mineralización de fases amorfas de oxi-hidróxido de hierro asociadas con el arsénico, lo que permitiría la movilización del As hacia el acuífero subterráneo. La variabilidad espacio-temporal en las concentraciones de As puede explicarse por la variabilidad litológica del lugar, donde las diferentes capas de arcilla, limo y/o arena contendrían composiciones heterogéneas y variable de As.

Las características físico-químicas de casi todos los pozos altamente contaminados, favorecen la viabilidad técnica de la mayoría los procesos comparados: coagulación con Fe(III) y Al(III), adsorción sobre alúmina activada, intercambio iónico, filtración en lechos de arena recubierta con óxido de hierro (IHE-ADART), RAOS, nano-filtración y osmosis reversa.

El pozo con mayor contaminación y mayor salinidad presenta condiciones más desventajosas para su tratabilidad, siendo los procesos de membrana los más viables técnicamente. Sin embargo, para este caso, los procesos IHE-ADART, adsorción sobre alúmina activada y RAOS son potencialmente viables, siempre y cuando se estudien condiciones de operación adecuadas para la remoción efectiva del As, especialmente la relación Fe:As.

En cada una de las OTBs afectadas, será necesario analizar comparativamente la viabilidad económica de la implantación de los procesos en función de sus costos de inversión, operación y mantenimiento, considerando una capacidad adecuada para la población servida.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- [1] A. H. Hall, "Chronic arsenic poisoning," *Toxic. Lett.*, vol. 128, pp. 69–72, 2002.
- [2] N. M. Hanjani, A. B. Fender, and M. G. Mercurio, "Chronic arsenicism from Chinese herbal medicine.," *Cutis*, vol. 80, no. 4, pp. 305–8, Oct. 2007.
- [3] D. Kinniburgh and P. Smedley, "Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh," British Geological Survey, Keyworth, 2001.
- [4] D. N. Guha Mazumder, R. Haque, N. Ghosh, B. K. De, A. Santra, D. Chakraborty, and A. H. Smith, "Arsenic levels in drinking water and the prevalence of skin lesions in West Bengal, India.," *Int. J. Epidemiol.*, vol. 27, no. 5, pp. 871–7, Oct. 1998.
- [5] J. Bundschuh, A. Pérez Carrera, and M. Litter, *IBEROARSEN: distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. [Spain]: CYTED, Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, 2008.
- [6] P. Bhattacharya, M. Claesson, J. Bundschuh, O. Sracek, J. Fagerberg, G. Jacks, R. A. Martin, A. del R. Storniolo, and J. M. Thir, "Distribution and mobility of arsenic in the Río Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina," *Sci. Total Environ.*, vol. 358, no. 1, pp. 97–120, 2006.
- [7] L. Cornejo, H. Lienqueo, M. Arenas, J. Acarapi, D. Contreras, J. Yáñez, and H. D. Mansilla, "In field arsenic

- removal from natural water by zero-valent iron assisted by solar radiation,” *Environ. Pollut.*, vol. 156, no. 3, pp. 827–831, 2008.
- [8] J. Bundschuh, P. Bhattacharya, About the book series. In ng, J.C. Noller, B. N., NAidu, R., Bundschuh, J., Battacharya, P. (Eds.), *Understanding The Geological and Medical Interface of Arsenic*, As2012. Interdisciplinary Book Series: "Arsenic in the Environment-Proceedings". Series Editors: Jochen Bundschuh and Prosun Bathacharya, CRC Press/Taylor&Francis, pp. v-vi
- [9] O. E. Ramos Ramos, L. F. Cáceres, M. R. Ormachea Muñoz, P. Bhattacharya, I. Quino, J. Quintanilla, O. Sracek, R. Thunvik, J. Bundschuh, and M. E. García, “Sources and behavior of arsenic and trace elements in groundwater and surface water in the Poopó Lake Basin, Bolivian Altiplano,” *Environ. Earth Sci.*, vol. 66, no. 3, pp. 793–807, Jun. 2012.
- [10] M. Ormachea Muñoz, H. Wern, F. Johnsson, P. Bhattacharya, O. Sracek, R. Thunvik, J. Quintanilla, and J. Bundschuh, “Geogenic arsenic and other trace elements in the shallow hydrogeologic system of Southern Poopó Basin, Bolivian Altiplano,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 262, pp. 924–940, Nov. 2013.
- [11] K. Van Den Bergh, G. Du Laing, J. C. Montoya, E. De Deckere, and F. M. G. Tack, “Arsenic in drinking water wells on the Bolivian high plain: Field monitoring and effect of salinity on removal efficiency of iron-oxides-containing filters,” *J. Environ. Sci. Heal. Part A*, vol. 45, no. 13, pp. 1741–1749, Oct. 2010.
- [12] M. Ormachea Muñoz, J. L. Garcia Aróstegui, P. Bhattacharya, O. Sracek, M. E. Garcia Moreno, C. Kohfahl, J. Quintanilla Aguirre, J. Hornero Diaz, J. Bundschuh "Geochemistry of naturally occurring arsenic in groundwater and surface-water in the southern part of the Poopó Lake basin, Bolivian Altiplano", *Groundwater for Sustainable Development*, vol. 2-3, pp. 104–116, 2016.
- [13] R. Escalera, M. Ormachea, O. Ormachea, and M. Heredia, “Presencia Natural de Arsenico en Aguas de Pozos Profundos y su Remoción Usando un Prototipo Piloto Basado en Colectores Solares de Bajo Costo,” *Investig. Desarro.*, vol. 2, pp. 85–93, 2014.
- [14] S. Renner y C. Velasco, *Geología e Hidrogeología del Valle Central de Cochabamba*, *Boletín del Servicio Nacional de Geología Minera*, no.34, 113 p., 2000
- [15] P. L. Smedley and D. G. Kinniburgh, D.G. "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters". *Applied Geochemistry*, vol.17, pp.517–568, 2002.
- [16] B. Petrusevski, S. Sharma, J. C. Schippers and K. Shordt, “Arsenic in Drinking Water” Thematic Overview Paper 17, IRC International Water and Sanitation Centre, , pp. 57, 2007
- [17] United States Environmental Protection Agency (USEPA), Office of Water (4606M) EPA 816-R-03-014, "Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small Systems", July 2003 www.epa.gov/safewater
- [18] M. Edwards, M, “Chemistry of arsenic removal during coagulation and Fe-Mn oxidation.” *Journal of American Water Works Association*, vol. 86, no. 9, pp. 64-78, 1994.
- [19] G. Szanto et al., *Bangladeshi arsenic- and salt-mitigation sourcebook and decision-support tool*, Final report, IRC, 2014.
- [20] R. Johnston and H. Heijnen,: *Safe Water Technology for Arsenic Removal*. Technologies for arsenic Removal from Drinking Water. In: *Bangladesh University Of Engineering And Technology* (Editor); *United Nations University* (Editor): *Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water*. Dhaka, pp. 1-21, 2001
- [21] M. Ahmed and M.M. Rahman. *Water supply and sanitation - rural and low-income urban communities*. ITB-Bangladesh Centre for Water Supply and Waste Management, Dhaka, Bangladesh. 2000.
- [22] F. M. Ahmed, An overview of arsenic removal technologies in Bangladesh and India. pp. 251-270, 2001.. In: *Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water*. A compilation of papers presented at the International Workshop on Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water. Bangladesh, University of Engineering and Technology, Dhaka, Bangladesh and the United Nations University, Tokyo, Japan.
- [23] X. Meng, G.P. Kortfiatis, C. Christodoulatos and S. Bang. Treatment of oxygen in Bangladesh well water using a household co-precipitation and filtration system, *Water Research*, vol. 35, pp. 2805-2810, 2001
- [24] B. Petrusevski, "Research on Arsenic Removal at UNESCO-IHE, PPT presentation, 2015
- [25] *Arsenic Mitigation Strategies*, EPA’s draft document *Arsenic Treatment Technology Design Manual for Small Systems*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/train5-mitigation.pdf>
- [26] *Drinking Water Program Fact Sheet: Recommendations for Arsenic Removal from Private Drinking Water Wells in Oregon*, Oregon Health authority)
- [27] S. Hugh, M. Wegelin, D. Gechter, and L. Canonica, “Arsenic Contamination of Ground Water: Disastrous Consequences in Bangladesh,” *EAWAG, News*, vol. 49, pp. 18–20, 2001.
- [28] C. R. Escalera and O. A. Ormachea, “Solar Oxidation and Removal of Arsenic from Groundwater Utilizing a Semicircular Section Tubular Photoreactor,” *J. Environ. Sci. Eng.*, vol. 1, no. 9A, pp. 1071–1082, 2012.
- [29] K.R. Henke, *Arsenic: Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment*. John Wiley & Sons Ltd,

London, 588pp., 2009.

- [30] A. B. Mukherjee and P. Bhattacharya, Arsenic in groundwater in the Bengal Delta plain: slow poisoning in Bangladesh. *Environmental Reviews*, vol. 9, No. 3, pp. 189–220, 2001
- [31] C.A.J. Appelo and D. Postma, *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd Ed. AA Balkema Publishers, Leiden, 655 pp., 2005
- [32] D. Vance, "Arsenic -Chemical Behavior and Treatment. Technology solutions", *National Environmental Journal*, Vol. 5, No. 3, 1995
- [33] USEPA, Arsenic Virtual Trade Show, Treatment Options, Overview, Disponible Online en URL: <https://cfpub.epa.gov/safewater/arsenic/arsenictradeshow/arsenic.cfm?action=Treatment>.
Accedido en mayo 16, 2017.
- [34] S.J. Hug, O. Leupin, Iron-catalyzed oxidation of arsenic(III) by oxygen and by hydrogen peroxide: pH dependent formation of oxidants in the Fenton reaction, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 37, pp. 2734-2742, 2003.
- [35] I. Rau, A. Gonzalo, M. Valiente, Arsenic(V) adsorption by immobilized iron mediation: Modelling of the adsorption process and influence of interfering anions, *React. Funct. Polym.*, vol. 54, no. 1-3, 85-94, 2003.