

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO SOBRE EL ARSÉNICO EN EL AGUA DE ARGENTINA Y CHILE: ORIGEN, MOVILIDAD Y TRATAMIENTO

J.L. Fernández-Turiel¹, G. Galindo², M.A. Parada³, D. Gimeno⁴, M. García-Vallés⁴, J. Saavedra⁵. 2005.

II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea y

IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 de octubre de 2005.

1) Instituto de Ciencias de la Tierra "J. Almera", CSIC, Solé i Sabaris s/n,

08028 Barcelona, España jlfernandez@ija.csic.es

2) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires-CONICET,

Pabellón II, Ciudad Universitaria, 1428 Buenos Aires, Argentina

3) Departamento de Geología, Universidad de Chile. Casilla 13518 - 21, Santiago, Chile.

4) Fac.de Geología, Universitat de Barcelona, Martí I Franqués s/n, 08028 Barcelona, España.

5) IRNASA, CSIC, Apartado 257, 37008 Salamanca, España.

www.produccion-animal.com.ar

Volver a: [Aguas de bebida](#)

RESUMEN

Unos dos millones de personas en un área de un 1,7 x 106 km² en el Cono Sur americano están potencialmente expuestos a la ingestión de agua con más de 50 µg/l de arsénico y consecuentemente tienen un riesgo elevado de padecer arsenicismo. El área afectada se extiende en un continuo noroeste-sureste desde la costa pacífica a la costa atlántica. El límite meridional aproximadamente corresponde a los 30°S en Chile y a los cursos de los ríos Desaguadero y Colorado en Argentina. El límite septentrional provisionalmente se ha fijado en el borde norte del Altiplano, y los cursos de los ríos Bermejo y Paraná. Por lo que respecta al arsénico en el agua, esta gran zona se puede subdividir en: 1) zona cordillerana, incluye el Altiplano y la Puna, y áreas limítrofes, 2) zona pericordillerana, y 3) zona pampeana. Salvo casos locales de contaminación (explotaciones mineras, fundiciones), el origen del arsénico es natural y está relacionado con el volcanismo y la actividad hidrotermal asociada de la cordillera de los Andes entre 14 y 28°S. La dispersión secundaria a través de aguas superficiales ha sido el mecanismo dominante que ha llevado el arsénico hasta las costas pacífica y atlántica. La movilidad del arsénico está condicionada por las condiciones redox y el pH. En el contexto de la región arsenical del Cono Sur, prevalecen las condiciones oxidantes, estando el arsénico mayoritariamente disuelto en forma de especies con As(V), y el pH es neutro o tiende a la alcalinidad. La gestión del abastecimiento con agua de calidad en esta zona debe tener en cuenta además del estado de oxidación del arsénico en el agua, la existencia frecuente de salinidades elevadas y la presencia de concentraciones que superan los límites admisibles en agua para consumo humano de otros elementos potencialmente tóxicos (p. ej., flúor) y la baja calidad microbiológica. Las necesidades abarcan desde el suministro rural familiar hasta el de ciudades con varios cientos de miles de habitantes. Las soluciones pasan por el abastecimiento de fuentes alternativas sin arsénico o, cuando no sea posible, el tratamiento mediante plantas potabilizadoras convencionales optimizadas, tecnologías desmineralizadoras, bioremediación y utilización de métodos muy simples en el punto de uso.

Palabras claves: arsénico, estado del arte, tratamiento, Argentina, Chile.

INTRODUCCIÓN

Los estudios epidemiológicos muestran que los potenciales riesgos para la salud de la exposición a arsénico natural en agua de consumo son graves. Por otra parte, se está constatando que sólo unos pocos elementos químicos causan efectos sobre la salud a gran escala a través de la exposición a aguas de consumo (WHO, 2004). Entre ellos, destaca el arsénico que está presente en elevadas concentraciones en extensas regiones del mundo (Mead, 2005). El resultado es un escenario en el que el interés por el arsénico ha devenido progresivamente creciente en el último decenio.

Los efectos toxicológicos del arsénico aún no son bien conocidos y de hecho hay importantes controversias sobre su transferencia al hombre, así como sobre sus efectos (BEST, 2001; Mandal y Suzuki, 2002; Tchounwou et al., 2003; Bates et al., 2004b). Esta situación es debida en gran parte a la dificultad intrínseca de los propios estudios epidemiológicos; por ejemplo, la necesidad de largos tiempos de exposición, las diferencias en las concentraciones de arsénico y la presencia de otros elementos en el agua (Se, Zn, Sb), en la exposición al sol, en los hábitos alimenticios y en los hábitos fumadores (Gebel, 2000; Christian y Hopenhayn, 2004).

La vía de incorporación más habitual del arsénico en el hombre es a través del agua de bebida, si bien la dieta y la inhalación por vía respiratoria también pueden contribuir. En las zonas con aguas arsenicales es corriente

observar que los vegetales tienen concentraciones de arsénico también elevadas (Queirolo et al., 2000b; Sancha y Frenz, 2000) y que el ganado también padece los efectos de la arsenicosis (Ayerza, 1917a). Aunque menos frecuentes, las exposiciones a arsénico pueden ser de tipo laboral (actividad minera, fundiciones, producción y uso de insecticidas, herbicidas y desecantes y preservantes de la madera) y por tratamientos farmacológicos (p.ej., con productos con arsénico, como la solución de Fowler (una solución conteniendo 1 % de KAsO_2) para el tratamiento de malaria, sífilis, leucemia o psoriasis) (Mandal y Suzuki, 2002; Bissen y Frimmel, 2003a). Los efectos en humanos a una exposición crónica a agua de bebida con elevadas concentraciones de arsénico inorgánico pueden ser múltiples y se agrupan bajo las denominaciones de arsenicosis o hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE). Incluyen cánceres internos (pulmón y vejiga) y externos (piel), además de dermatitis, afectación del sistema nervioso central y periférico, hipertensión, enfermedades vasculares periféricas, enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias y diabetes mellitus (Besuschio et al., 1980; Best, 2001; Yoshida et al., 2004). También podría tener efecto sobre la reproducción, incrementando el índice de mortalidad de fetos de gestación avanzada y niños (Hopenhayn-Rich et al., 2000).

El tiempo de residencia en el cuerpo del arsénico inorgánico es de unos cuatro días (Roy, 2002) y sólo a través de una larga exposición a la ingestión de arsénico en agua aparecen los primeros efectos, que suelen ser los cutáneos (Smith et al., 2000; Yoshida et al., 2004). Se estima que estos efectos aparecen tras una exposición de 5-15 años para dosis de arsénico inorgánico de 0.01 mg/kg por día y de 0.5-3 años para dosis superiores a 0.04 mg/kg por día (Bhattachariyya et al., 2003). Los efectos sobre la población son desiguales, pero se estima que entre un 5 y un 10 % de personas aparecen afectadas después de 10 a 15 años de exposición. Estas lesiones incluyen cambios de pigmentación, incluyendo tronco y extremidades, y queratosis en las palmas de las manos y plantas de los pies. Al menos algunos estadios de la arsenicosis (melanosis) son reversibles cuando el agua con arsénico ha sido substituida por agua sin este elemento.

La acumulación de evidencias de los efectos toxicológicos crónicos de la ingestión de arsénico a través del agua de bebida ha llevado a rebajar progresivamente el umbral máximo de la concentración de arsénico en aguas destinadas a consumo humano (Smedley y Kinniburgh, 2002). En Argentina y Chile este umbral se sitúa en 50 $\mu\text{g}/\text{I}$ de arsénico (Código Alimentario Argentino de 1994, MSA-ANMAT, 2005; Norma Chilena Oficial 409/1 de 1984, Diario Oficial de la República de Chile, 1984). Este umbral se intenta disminuir a 10 $\mu\text{g}/\text{I}$ de arsénico, tal y como fija la Unión Europea (Directiva 98/83/CE, EU, 1998), recomienda la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2004), y tiene propuesto como "Maximum Contaminant Level Goal" (MCLG) a partir de enero de 2006 la Agencia Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2005). Las implicaciones económicas que supone lograr que un agua tenga una concentración de arsénico aceptable según estas normas en amplios territorios ha abierto un importante debate sobre el nivel a fijar, tanto en países desarrollados como Estados Unidos como en países en desarrollo (Smith y Smith, 2004).

Decenas de millones de personas afectadas por la exposición a agua con elevadas concentraciones de arsénico han sido documentadas en muchas áreas del mundo. Entre las áreas con mayor población y extensión geográfica implicadas destacan en Asia el Golfo de Bengala en Bangladesh y noreste de la India (Rahman et al., 2001; Bhattachariyya et al., 2003), Mongolia Interior en China (Guo et al., 2001), Taiwán y Vietnam (Smedley y Kinniburgh, 2002). En América esta problemática está siendo afrontada en Norteamérica en el oeste de Estados Unidos (BEST, 2001) y México (Rodríguez et al., 2004); y en Sudamérica en Argentina, Chile, Bolivia y Perú.

El conocimiento de la presencia de elevadas concentraciones de arsénico en agua y sus efectos sobre la salud están bien documentados en el Cono Sur americano desde principios del siglo XX, tanto desde el punto de vista hidrogeológico como epidemiológico. Los estudios epidemiológicos sobre el abastecimiento de la población con agua con elevadas concentraciones de arsénico en determinadas áreas de Argentina y Chile están siendo de vital importancia para el conocimiento de esta problemática (Best, 2001). Cabe resaltar que en algunas de estas zonas, los efectos pueden trazarse desde hace miles de años. Se han observado elevadas concentraciones de arsénico en tejidos de cuerpos momificados encontrados en lugares arqueológicos, por ejemplo, en las regiones chilenas de Atacama (Figuerola et al., 1992) y Tarapacá (Mansilla y Cornejo Ponce, 2002).

Entre los casos más emblemáticos y con mayor repercusión mundial de afectación por arsénico en agua destacan el de Bell Ville en Córdoba (Argentina) y el de Antofagasta en el norte de Chile. El gran número de casos de arsenicosis en la ciudad de Bell Ville hizo que esta patología se conociese como "enfermedad de Bell Ville" hasta 1913, año en que Goyenechea y Pusso relacionaron las patologías observadas con el consumo de agua con arsénico (Círculo Médico del Rosario, 1917). Esta patología fue descrita en detalle por Ayerza y la denominó "arsenicismo regional endémico" (Ayerza, 1917a, 1917b, 1918). Los numerosos trabajos que se llevaron a cabo con posterioridad pusieron de manifiesto que la extensión geográfica del área afectada en Argentina era mucho más grande de lo que inicialmente se pensaba, afectando de forma generalizada a la Llanura Chaco-Pampeana, áreas transicionales hacia la cordillera de los Andes y la propia cordillera (Trelles et al., 1970; Astolfi et al., 1981, 1982; Nicolli et al., 1985; Smedley et al., 2002; Bundschuh, 2004). La exposición se ha limitado generalmente a agua de pozo y como medidas mitigadoras se han construido acueductos desde ríos bajos en arsénico (a partir del decenio de los setenta) y algunas plantas de tratamiento para reemplazar el agua no apta para consumo en aquellas

áreas con problemas de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) bien conocidos. En algunas pequeñas poblaciones, hasta el día de hoy, se continúa utilizando el agua subterránea, a veces combinada con el agua recogida de la lluvia en aljibes. La población argentina expuesta se estima en aproximadamente un millón de personas: 325.000 personas en la provincia de Tucumán, 200.000 en la de Santa Fe, 117.300 en la de La Pampa, 100.000 en la de Santiago del Estero, 5.000 en la de Salta y 4.300 en la del Chaco (Ministerio de Salud, 2001). Diversos estudios epidemiológicos publicados ponen de relieve las graves consecuencias derivadas de la ingestión de elevadas concentraciones de arsénico en el agua de bebida como por ejemplo en el este de la provincia de Córdoba (Hopenhayn-Rich et al., 1996, 1998), la localidad salteña de San Antonio de Los Cobres (Concha et al., 1998b) o en el chaco semiárido del sureste de la provincia de Salta (Sastre et al., 1997b).

Por su parte, desde principios del decenio de los sesenta del siglo XX se observaron los dramáticos efectos de la ingestión crónica de agua arsenical en Antofagasta (Pizarro y Balabanoff, 1973; Puga et al., 1973; Klohn, 1974; Borgoño et al., 1977; Smith et al., 1998; Karcher et al., 1999; Ferreccio et al., 2000; Sancha y Frenz, 2000; Sancha et al., 2000; Hopenhayn-Rich et al., 2000; Bates et al., 2004a; Christian y Hopenhayn, 2004; Cáceres et al., 2005). Alrededor de 130.000 habitantes fueron expuestos al arsénico del agua de bebida en esta ciudad entre 1959 y 1970. Debido a la escasez de agua en la zona, es una de las regiones con menor precipitación del planeta, se planteó la traída de agua desde el río Toconce en los Andes. Resultó que esta agua tenía altas concentraciones de arsénico (800 µg/l de media) y ya en los primeros años sesenta comenzaron a manifestarse efectos cutáneos por su consumo, especialmente en los niños. Los efectos de esta ingesta se han podido seguir a muy largo plazo. La construcción de plantas de tratamiento en Antofagasta (1970), que disminuyó la concentración media de As en agua a 40 µg/L, y Calama (1978) han mitigado drásticamente estos efectos (Rivara et al., 1997; Sancha, 1999). Sin embargo, en pequeñas poblaciones han seguido utilizando el agua de ese trasvase y los efectos han continuado (por ejemplo, Chiu Chiu; Smith et al., 2000). Aunque el incidente de Antofagasta es el mejor documentado por la población implicada, las aguas con elevadas concentraciones en arsénico son frecuentes en todo el norte de Chile, estimándose que unas 400.000 personas pueden estar expuestas al consumo de agua con alto contenido en arsénico.

Un aspecto a destacar en los avances sobre el conocimiento de la problemática del arsénico es el papel fundamental que ha jugado el desarrollo de tecnologías y metodologías analíticas, como es el caso de la espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP-MS) y la espectrometría de emisión con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP-OES) (Fernández-Turiel et al., 2000; Plant et al., 2003; Martínez y Gásquez, 2005).

El objetivo de este trabajo es sintetizar el estado actual del conocimiento sobre el origen, la movilidad y el tratamiento de las aguas con elevadas concentraciones de arsénico en Argentina y Chile.

ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL ARSÉNICO

El arsénico puede llegar al agua por vía natural (p.ej., ascenso de fluidos magmáticos e hidrotermales, emisiones volcánicas a la atmósfera, desorción y disolución de minerales con arsénico durante la meteorización), y por vía antropogénica (minería, procesos metalúrgicos, combustión de combustibles fósiles, uso de plaguicidas y preservantes de la madera - arseniato de cobre y cromo-) (Ferreccio et al. 2000; Cáceres et al., 1992; Bissen y Frimmel, 2003a; De Gregori et al., 2003; Cáceres, 2005).

Las elevadas concentraciones de arsénico en el agua se presentan en una amplia región del norte y centro de Argentina y norte de Chile. En estas zonas, salvo en casos muy puntuales (explotaciones mineras, fundiciones), no hay actividades antrópicas que puedan generar las anomalías de arsénico observadas. Este arsénico es de origen natural, es decir, está relacionado con algunos de los diversos procesos geológicos que han afectado y afectan a esta región.

Al sintetizar sobre un mapa la distribución de las aguas con alto contenido en arsénico de Argentina y Chile se obtiene prácticamente un continuo noroeste-sureste desde la costa pacífica a la costa atlántica, atravesando las cumbres andinas. Las aguas superficiales con concentraciones elevadas en arsénico son relativamente poco frecuentes, restringiéndose a las cuencas de La Puna y zonas limítrofes (provincias de Jujuy, Salta y Catamarca en Argentina; regiones de Tarapacá, Antofagasta, Atacama y Coquimbo en Chile). En cambio, las aguas subterráneas afectadas de forma desigual se han puesto de manifiesto de forma numerosa, aunque por ahora dispersa, en áreas de las provincias del norte y centro de Argentina y del norte de Chile.

Teniendo en cuenta las características geográficas, geológicas y climáticas, en una primera aproximación, esta gran región se puede subdividir en tres zonas:

- ♦ La zona cordillerana, incluyendo el Altiplano y la Puna, y áreas limítrofes.
- ♦ La zona pericordillerana.
- ♦ La zona pampeana.

La zona cordillerana y áreas limítrofes se encuentran en el norte de Chile, noroeste de Argentina y suroeste de Bolivia. La revisión en este trabajo se centra en Chile y Argentina y no recoge información de Bolivia. El agua

con altos contenidos en arsénico se presenta en forma de halos de dispersión bien definidos focalizados en mineralizaciones y manifestaciones termales. Las áreas afectadas son numerosas y están bien localizadas, aunque diseminadas regionalmente. La dispersión a través de aguas superficiales juega un papel muy importante, presentando concentraciones de arsénico muy variables a lo largo del tiempo. Las cuencas son en ocasiones endorreicas y pueden acabar formando salares en su parte central. Por el contrario, un drenaje abierto permite que estas aguas circulen hacia la costa pacífica y la atlántica.

Dos ejemplos de aguas superficiales con concentraciones de arsénico $>50 \mu\text{g/l}$ en la provincia argentina de Jujuy son la cuenca de la Laguna Pozuelos, que drena el área de Mina Pirquitas, y la del Río Grande de San Juan en la Quebrada de Humahuaca a la altura de Purmamarca (MRA-UGAN, 2005).

En La Puna salteña se presentan elevadas concentraciones de arsénico en aguas termales, p.ej., las termas de Pompeya y de Antuco, y en aguas superficiales (ej., río Tocomar). Es frecuente que estos cursos superficiales sean alimentados por las manifestaciones termales (ej., río San Antonio de los Cobres). Algunas de estas aguas acaban por acumularse en los salares, p.ej., el Salar de Pastos Grandes y el Salar del Hombre Muerto (Sastre et al., 1997a; Concha et al., 1998a; MRA-UGAN, 2005).

Un contexto hidrogeoquímico similar se prolonga hacia el sur, aunque estrechándose latitudinalmente sobre la Cordillera de los Andes a través de las provincias de Catamarca y La Rioja (p.ej., la Laguna de Mulas Muertas y la Laguna Brava), hasta el norte de la provincia de San Juan (MRA-UGAN, 2005). En San Juan se han observado concentraciones del orden de centenares de $\mu\text{g/l}$ de As en aguas de los ríos Blanco, Las Taguas, Los Despoblados y del Valle del Cura.

En Chile, el sector correspondiente a esta zona arsenical es muy estrecho, extendiéndose por lo general unas pocas decenas de kilómetros hacia el oeste de la de la Cordillera. Hacia el norte llegaría a la frontera chilena con Perú y hacia el sur comprendería hasta el paralelo 30°S , a la altura de la ciudad de La Serena. Este sector chileno presenta numerosas manifestaciones termales, en las que queda patente una huella hidroquímica altamente enriquecida en arsénico y que se suele acompañar por elevadas concentraciones de B y F, entre otros elementos. Manantiales termales paradigmáticos son los Baños Polloquere, los Baños Puchuldiza, los Ojos de Ascotán, los geysers de El Tatio y los Baños El Toro (Cusicanqui et al., 1976; Hauser, 1997, 2000). Un ejemplo de la composición de estas aguas termales, correspondiente a los geysers de El Tatio, se muestra en la Tabla 1 (Fernandez Turiel et al., 2004, 2005). Pequeños salares se han formado también con este tipo de aguas, como los de Surire, Coposa y Ascotán (Risacher et al., 2003). Los arroyos de la zona, así como pozos muy superficiales, son utilizados además de para el consumo humano para regadío. Estas aguas frecuentemente contienen varios centenares de $\mu\text{g/l}$ de As (Queirolo et al., 2000a).

Tabla 1. Composición química de las aguas termales de El Tatio (Fernandez-Turiel et al., 2004, 2005).
Concentraciones expresadas en mg/l.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
pH	6.68	6.43	6.41	6.71	7.10	7.64	6.61	6.55
Ca	82.2	254.4	299.6	176.5	196.1	73.2	292.0	294.4
Mg	2.2	6.2	0.2	11.2	10.0	7.5	2.1	0.8
Na	1135.5	3230.7	3680.4	2399.3	2398.3	1063.8	3654.2	3562.7
K	142.3	163.9	184.1	129.8	124.2	73.6	181.3	177.8
Si	33.4	79.5	102.0	86.7	77.0	57.5	78.1	102.3
Cl ⁻	2325.9	6566.4	7684.1	4910.6	4960.2	2091.4	7658.8	7663.8
SO ₄	21.7	59.6	61.8	44.9	64.4	29.7	62.3	60.6
As	8.49	25.12	30.06	18.47	17.59	7.79	28.76	28.93
B	42.60	126.84	147.50	94.51	95.26	38.28	145.16	143.16
Br	1.59	5.01	5.95	3.64	3.69	1.47	5.63	5.61
Cs	2.96	10.19	12.21	6.98	7.47	1.85	11.35	11.68
Li	5.47	14.44	16.78	11.74	11.60	5.34	16.34	16.52
Mo	0.009	0.010	0.009	0.039	0.047	0.031	0.030	0.014
Rb	1.23	1.72	2.26	1.35	1.42	0.50	1.93	2.01
Sb	0.42	1.37	2.08	1.19	1.19	0.26	1.89	2.03
Sr	1.19	3.67	4.41	2.47	2.74	0.80	4.25	4.31
V	0.004	0.001	0.004	0.002	0.004	0.007	0.002	0.005
δ^{11} (‰)	-5.3	-3.1	-5.9	-2.5	-4.0	-2.8	-3.8	-4.6

En esta zona de la Cordillera y áreas limítrofes es muy clara la asociación As-B (Tabla 1), que en la mayor parte de casos es acompañada por F. Las concentraciones máximas de As se observan en las manifestaciones termales, donde frecuentemente superan las 10 mg/l, mientras que las de B en estas mismas aguas pueden llegar a valores de 150 mg/l. Las concentraciones de F son del orden de varios mg/l. Los pocos datos sobre Mo y V publicados, elementos frecuentemente presentes en las aguas arsenicales de la Llanura Chaco-Pampeana, están por debajo de 50 µg/l (ver por ejemplo los datos de El Tatio en la Tabla 1).

Una parte importante del agua no queda retenida en las cuencas endorreicas altiplánicas y puneñas y es drenada hacia las cuencas atlánticas argentinas y hacia la costa pacífica en Chile. La asimetría geomorfológica, geológica y climática existente a ambos lados de la Cordillera de los Andes afecta en gran manera al agua. Desde todos los puntos de vista considerados, el rasgo diferenciador más evidente e importante es la existencia de la Llanura Chaco-Pampeana en la vertiente atlántica. La enorme extensión de esta llanura ha ejercido una poderosa influencia sobre el desarrollo y evolución de las regiones biogeográficas de esta parte de Sudamérica y ha tenido importantes consecuencias en el desarrollo socioeconómico del territorio.

Por lo que respecta al arsénico en agua, la Llanura Chaco-Pampeana y áreas peripampásicas tienen unas características muy homogéneas y suficientemente específicas para distinguirlas con claridad de la zona previamente descrita de la cordillera andina y áreas limítrofes. Entre ambas zonas, sin embargo, existe una zona con características híbridas y a la que hemos denominado zona pericordillerana. En esta zona transicional el agua arsenical se localiza en las zonas de desagüe de las áreas cordilleranas y puneñas. En las zonas no afectadas las concentraciones de arsénico pueden ser extremadamente bajas. Por ejemplo, las aguas de Rosario de Lerma contienen menos de 1 µg/l de As (Concha et al., 1998a).

En la zona pericordillerana son comunes los grabens tectónicos, con diferentes grados de relleno, aspecto que se traduce en un drenaje que varía desde netamente endorreico, cuando las cuencas aún no han sido colmatadas, hasta exorreico, pero caracterizado por muy bajas pendientes que hacen que el flujo de aguas superficiales sea particularmente lento, en los casos en que las cuencas ya han sido colmatadas.

En la vertiente cordillerana atlántica, dos ejemplos son la Llanura Oriental Tucumana y el salar de Pipanaco en Catamarca. El sur de la Llanura Tucumana es una depresión estructural rellena con una secuencia sedimentaria cenozoica que puede llegar a sobrepasar los 2.000 m y forma parte de la cuenca hidrográfica del río Salí. En la parte sur de esta planicie se ubica un campo geotérmico de baja temperatura (30-50°C) donde existe un gran número de pozos semisurgentes y surgentes en un área de alrededor de 3200 km². Las aguas subterráneas superan en muchos casos el umbral de 50 µg/l de arsénico (Galindo et al., 2005). El contenido de arsénico de las aguas subterráneas no es explicado por la recarga actual de los acuíferos, procedente tanto del río Salí como de los ríos que drenan las Sierras del Aconquija y Sierras del Sudoeste. Las aguas superficiales muestran concentraciones de arsénico que no superan los 10 µg/l (Pérez Miranda et al., 2001; Fernández Turiel et al., 2003; Galindo et al., 2004). También en la Llanura Tucumana, pero al norte del curso del río Salí, las concentraciones de arsénico llegan a alcanzar varios centenares de µg/l de arsénico en el área de Los Pereyra (García et al., 2001; Galindo et al., 2001; Blesa et al., 2002; Nicolli et al., 2005a, 2005b).

En el salar de Pipanaco en Catamarca, también se observan concentraciones que llegan a superar los 200 µg/l de arsénico como en el caso del área de Pomán (Lobo et al., 2004; Vilchez et al., 2005). Esta cuenca también presenta manifestaciones termales (p. ej., las Termas de Santa Teresita).

En la vertiente pacífica de la cordillera, las aguas con anomalías en arsénico son tanto subterráneas como superficiales. Las aguas superficiales tienen recorridos muy restringidos. La precipitación de esta zona hiperárida es mínima, por lo que el agua superficial tiene su origen en muchas ocasiones en manantiales termales. Ejemplos de cursos largos que alcanzan la costa son escasos (p. ej., los ríos Lluta, Camarones y Loa). El resto del territorio es un desierto extremo con una red de drenaje poco desarrollada. La asociación As-B es bien conocida en las aguas de la región (Klohn, 1974). El contenido de As y B, así como la alta salinidad de estas aguas comprometen su uso para consumo humano e irrigación.

El río Camarones discurre por la quebrada homónima en la región de Tarapacá. Recoge las aguas de sus tributarios altiplánicos y no siempre las desemboca al mar. Las aguas de este río por lo general exceden los 500 µg/l de arsénico, llegando en ocasiones los 2000 µg/l. En pozos se han encontrado concentraciones de 200 a 1000 µg/l. Las variaciones de las concentraciones a lo largo del tiempo del agua del río se relacionan con cambios en la cantidad y localización de las raras precipitaciones (Mansilla y Cornejo Ponce, 2002).

El río Loa es el más largo de la zona (440 km). Suministra agua a una población de aproximadamente 420.000 habitantes, así como a la industria minera y a la agricultura. El contenido medio de As es de 1400 µg/l y el de B de 21 mg/l. El aporte de estos elementos es fundamentalmente a través de del río Salado que nace en el campo geotérmico de El Tatio. Además de este aporte natural, los residuos mineros y de fundiciones y sus emisiones atmosféricas también contribuyen a la concentración de este elemento en el agua (Romero et al., 2003).

Sobre las aguas subterráneas fuera de las grandes quebradas hay mucha menos información y, en general, las investigaciones se han llevado a cabo en relación con emprendimientos mineros. La información disponible muestra que estas aguas son de tipo NaCl-NaSO₄, pueden tener una elevada salinidad (> 20.000 mg/l de Cl) y

concentraciones elevadas de algunos elementos en la proximidad de las mineralizaciones (p.ej., Cu, Mo). Sin embargo, las concentraciones de arsénico no suelen superar los 50 µg/l. Un ejemplo son las aguas subterráneas de los alrededores del yacimiento porfídico de cobre de Spence (Cameron y Leybourne, 2005).

En la vertiente pacífica, además del transporte natural del arsénico hacia la costa, a través de las aguas superficiales, se han construido diversos acueductos que llevan las aguas cordilleranas cargadas de arsénico a las instalaciones mineras para uso industrial. La escasez de agua en esta región, una de las zonas más áridas del planeta, motivó que también se utilizasen para abastecimiento de la población. El consumo de estas aguas, portadoras de más de 800 µg/l de arsénico, conllevó los problemas de arsenicismo ya expuestos en la introducción, como son los casos de Antofagasta y también de pequeñas poblaciones como Chiu Chiu.

La zona pampeana quedaría delimitado al noreste y este por los ríos Bermejo y Paraná y al oeste y sur por los ríos Desaguadero y Colorado. El límite norte del río Bermejo es provisional, podría ser que lo atravesara, pero no se ha encontrado información que lo atestigüe. El límite con la zona pericordillerana o peripuneña es transicional. En la zona pampeana se observa una disminución de las concentraciones de arsénico de las áreas occidentales a las orientales, en el sentido del flujo del agua hacia la costa atlántica.

Las áreas occidentales de la zona pampeana se extienden por el este de la provincia de Salta y oeste de las de Chaco, Santiago del Estero y Córdoba, sureste de la de San Luis, y norte y centro de la de La Pampa.

En la llanura semiárida del chaco salteño, comprendida entre los ríos Juramento y Bermejo, las aguas con elevadas concentraciones son subterráneas. Las superficiales tienen concentraciones muy bajas de este elemento (Sastre et al., 1997a; 1997b). Esta situación alcanza también a la vecina provincia de Chaco (p. ej., Taco Pozo; Concha et al., 1998a).

En diversas zonas de la llanura chaqueña semiárida de Santiago del Estero también se ha puesto de manifiesto la presencia de concentraciones de arsénico que superan los 100 µg/l (Vargas Aranibar, 1987; Martín, 1997). En ciertos casos, se ha observado como la concentración de arsénico aumenta en profundidad, por ejemplo, en pozos ubicados en el abanico aluvial del Río Salado. Los efectos del arsenicismo sobre la población expuesta son bien conocidos, por ejemplo, en Monte Quemado (Astolfi et al., 1981). En el suroeste de la ciudad de Santiago del Estero, se han analizado aguas que portaban más de 2.000 µg/l de As (Bundschuh et al., 2004). Esta zona corresponde a un antiguo cono de deyección del río Dulce. En este contexto hidrogeológico, las variaciones temporales de la concentración de arsénico pueden ser importantes como respuesta a la dilución por precipitación o entrada en los acuíferos de aguas superficiales.

En la ciudad de Bell Ville, provincia de Córdoba, fue donde primero se describió el problema del arsenicismo en Argentina. Es la provincia más estudiada y los trabajos realizados han confirmado la gran extensión del área afectada con concentraciones de arsénico en agua >50 µg/l en Córdoba y áreas limítrofes de San Luis y La Pampa (Nicolli et al., 1985; Nicolli et al., 1989; Farías et al., 2003; Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2004; Cabrera et al., 2005; Villalba et al., 2005). En el norte de la provincia de La Pampa también se ha confirmado la elevada concentración de arsénico en el agua, llegándose a superar los 5.000 µg/l de As, mientras que la mediana es de 150 µg/l (n=108 casos); se confirma la asociación As-B-F y la huella hidroquímica se complementa con valores relativamente elevados de Mo, Se, U (Smedley et al., 2002, 2005). Esta situación se prolonga hacia el sur, como en los alrededores de Santa Rosa, Ataliva Roca, etc. (Medus et al., 2005; Schulz et al., 2005).

Las áreas orientales de la zona pampeana se extienden por la mitad occidental de la provincia de Santa Fe y la provincia de Buenos Aires. Las concentraciones de arsénico suelen ser inferiores a 200 µg/l en aguas subterráneas, aunque en amplias regiones superan el umbral de las 50 µg/l. Las aguas superficiales muestran concentraciones por debajo de los 50 µg/l. El área con concentraciones de >50 µg/l de arsénico en aguas suministradas a la población aproximadamente corresponde prácticamente a la mitad oeste de la provincia de Santa Fe (Vázquez et al., 1999; Delgadino, 2005). La población afectada en esta zona supone un 21 % (aprox. 185.000 habitantes) del total provincial. La mitad este, que es la próxima al río Paraná, es la que presenta valores más bajos (Vázquez et al., 1999).

En la provincia de Buenos Aires también se han localizado aguas subterráneas que presentan concentraciones >50 µg/l, aunque no suelen superar los 100 µg/l (Blanco et al., 2005). Por ejemplo, en la Pampa Ondulada se han encontrado concentraciones que alcanzan los 82 µg/l (Galindo et al., 2002). En la cuenca del río Salado, las concentraciones de arsénico en aguas subterráneas pueden llegar a ser del orden de varios centenares de µg/l, observándose que se correlaciona con B, V y Mo (Galindo et al., 1999). Aunque también Se y U aparecen en concentraciones relativamente elevadas, con máximos que exceden los 200 y 700 µg/l, respectivamente, no presentan correlación con el arsénico. Valores elevados de flúor también han sido constatados en la región (Paoloni et al., 2003).

En síntesis, la información revisada pone de manifiesto:

- 1) La zona con aguas con elevadas concentraciones de arsénico se extiende dibujando una gran banda noroeste-sureste desde la costa pacífica a la atlántica: El límite meridional aproximadamente corresponde a los 30°S en Chile y a los cursos de los ríos Desaguadero y Colorado en Argentina. El límite septentrional no está

suficientemente definido, provisionalmente se ha fijado en el borde norte del altiplano en la zona cordillerana y en el río Bermejo en la Llanura Chaco-Pampeana. El río Paraná es el límite nororiental de esta banda.

- 2) El origen del arsénico en el agua de la zona cordillerana se ha asociado al vulcanismo e hidrotermalismo subsidiario. La evidencia de la huella hidroquímica de estos procesos en el agua es indudable (alta temperatura, alta salinidad, concentraciones elevadas de As, B y F).
- 3) En la zona pericordillerana pacífica los aportes de agua con altas concentraciones de arsénico proceden esencialmente de la cordillera y las áreas de menor altura conforman una región extremadamente árida. Localmente pueden existir mineralizaciones que también contribuyan, aunque minoritariamente. En el caso de la vertiente pericordillerana-peripuneña atlántica, las precipitaciones se dan en las partes altas, pero sobre todo a cotas más bajas. Esta combinación de aportes hace que la huella hidroquímica de la zona cordillerana quede más o menos enmascarada. A este efecto se ha de sumar una geología compleja, con cuencas bien desarrolladas y abundantes manifestaciones termales que también influyen sobre la composición del agua. Estos aspectos hacen que sea difícil desde los estudios a escala de acuíferos regionales evidenciar un origen alóctono (cordillerano) para el arsénico.
- 4) El origen más controvertido, sin embargo, es el del arsénico en las aguas de la zona pampeana. Su distribución en las aguas subterráneas es muy irregular horizontalmente en los acuíferos a escala local y regional (decenas de metros a decenas de kilómetros) y también verticalmente. La huella hidroquímica del agua se caracteriza por una elevada salinidad y por elevadas concentraciones de As más B y F. Esta asociación suele completarse con altas concentraciones de V, Mo, Se y U. Tradicionalmente las elevadas concentraciones de arsénico se han relacionado con un origen autóctono o proximal, en general asociado a la meteorización de las capas de cenizas volcánicas intercaladas en las series sedimentarias (fluviales, lacustres y loésicas) o con elevados contenidos de materiales de naturaleza volcánica incluidos en los sedimentos (p.ej., vidrio volcánico en los loess). De forma complementaria, aunque como una contribución menor, y dado que estos sedimentos son recientes, en su mayor parte holocenos, también la meteorización moderna de minerales de procedencia no volcánica se ha propuesto como posible fuente del arsénico.

Estas consideraciones nos han llevado a esbozar una hipótesis de trabajo que explica el origen y distribución del arsénico en el agua a gran escala en esta región de Sudamérica. La mayor innovación sobre las ideas precedentes es que sienta las bases para modelar desde una nueva perspectiva el origen y distribución del arsénico en la Llanura Chaco-Pampeana, que puede ser de utilidad a la hora de gestionar los recursos hídricos de esta región.

El modelo que se propone postula el origen primario del arsénico en relación con el vulcanismo cuaternario y la actividad hidrotermal asociada de la Zona Volcánica Central de la Cordillera de los Andes, que se localiza entre 14°S y 28°S. Esta zona tiene más de cincuenta volcanes que han estado activos durante el cuaternario y algunos de ellos aún lo son en la actualidad.

El incremento de la actividad volcánica e hidrotermalismo asociado en esta zona podría haberse potenciado por la retirada del hielo después del último máximo glacial, por mecanismos como los propuestos para el vulcanismo reciente de Islandia (MacLennan et al., 2002). El mecanismo disparador sería así de tipo climático. La deglaciación indujo el ascenso de magmas y fluidos hidrotermales que conllevaron vulcanismo y afloramiento de aguas termales con elevada salinidad y altas concentraciones de As y B, entre otros elementos. Estas aguas drenaron hacia ambas vertientes de la cordillera andina. En el caso de la vertiente atlántica estas aguas se encontraron antes de llegar a la costa con la Llanura Chaco-Pampeana que ha estado afectada por fluctuaciones climáticas alternando épocas áridas-semiáridas con húmedas. Estas fluctuaciones influyeron en la distribución de las aguas superficiales y en los niveles freáticos (Stevaux, 2000; Heine, 2000; Kull et al., 2003). Al tratarse de una penillanura, los períodos húmedos frecuentemente acababan en el desarrollo de ambientes de tipo humedal (Iriondo, 2004). Las bajas pendientes hicieron también que el As no fuese lavado enérgicamente y transportado a la costa atlántica, sino que permaneciese en los acuíferos chaco-pampeanos.

En este contexto, el arsénico habría llegado mayoritariamente en forma disuelta a la Llanura Chaco-Pampeana desde la zona cordillerana. Esta es la diferencia principal con los modelos precedentes, en los que el origen del arsénico se relaciona con la meteorización in-situ de materiales volcánicos (cenizas) o derivados (loess) que habrían llegado por vía atmosférica, así como de sus reabajamientos. El papel del agua en el transporte del arsénico desde la zona cordillerana viene avalado por la distribución espacial de los sedimentos fluvio-lacustres y la conexión aguas arriba de las cuencas con las áreas fuente. Por el contrario, se observa que la zona próxima al río Paraná contiene arsénico en bajas concentraciones porque el aporte principal de agua procede de la parte de la cuenca brasileña que no es un área fuente de arsénico.

En base a este modelo, la reconstrucción paleogeográfica y paleoclimática del cuaternario y muy especialmente durante el Holoceno son muy útiles en la predicción de la distribución del arsénico a gran escala en las aguas subterráneas, así como en la valoración de posibles alternativas para la explotación de este recurso. Sin embargo, no debe olvidarse que en última instancia, la cantidad biodisponible de arsénico estará condicionada por la movilidad impuesta por los ambientes geoquímicos y sedimentarios locales.

MOVILIDAD

El comportamiento ambiental del arsénico está condicionado básicamente por las condiciones redox y el pH del medio hídrico. En el contexto de la región arsenical del Cono Sur, prevalecen las condiciones oxidantes, el arsénico está mayoritariamente disuelto en forma de especies con As(V), y el pH es neutro o tiende a la alcalinidad. En estas condiciones el arsénico está disuelto en el agua sobre todo en forma de As(V), siendo la especie predominante HAsO_4 para $\text{pH} < 6.9$ y HAsO_4^{2-} para pH más elevado (Smedley y Kinniburgh, 2002; Bissen y Frimmel, 2003a; Plant et al., 2003). Este ambiente geoquímico favorece también la existencia de especies disueltas de B, F, V, Mo, Se y U, mientras que Fe y Mn tienden a formar especies minerales en forma de óxidos. El transporte del arsénico en las aguas superficiales en este ambiente geoquímico se hace mayoritariamente en forma de especies disueltas, si bien también es posible mediante la adsorción a óxidos minerales de Fe y Mn y arcillas que son arrastrados por el agua. Las aguas del río Camarones transportan un 64-82 % del total del arsénico en forma soluble (datos de junio de 1978) (Mansilla y Cornejo Ponce, 2002).

En cambio, en las aguas subterráneas con condiciones reductoras, que están muy localizadas espacialmente, el pH suele estar cerca de la neutralidad y el arsénico está mayoritariamente en su forma más tóxica, As(III), y la especie disuelta dominante es H_3AsO_3 para $\text{pH} < 9.2$ (Smedley y Kinniburgh, 2002; Bissen y Frimmel, 2003a; Plant et al., 2003). En estas condiciones los óxidos de Fe y Mn tienden a disolverse.

La movilidad de las especies de arsénico en estos contextos geoquímicos puede variar por competencia con otras especies existentes en el agua. La naturaleza química de elementos minoritarios y trazas como P, B y V hace que puedan presentar especies con comportamientos similares. Así, el fosfato que generalmente está presente en una mayor concentración que la especie de arsénico ocupará posiciones de adsorción que limitan la fijación de arsénico. Por el contrario, la interferencia del arseniato sobre el fosfato puede tener consecuencias sobre la salud al sustituir el As al P en los procesos metabólicos (Dixon, 1997; Plant et al., 2003). Esta situación se hace más compleja al considerar aniones mayoritarios que también pueden competir en las reacciones que se dan en estos ambientes acuáticos (HCO_3^- , SO_4^{2-}).

La evaporación, potenciada en zonas áridas y semiáridas, favorece el aumento de la salinidad y de la alcalinidad. La consecuencia es una baja calidad del recurso que lo hace inapropiado para el consumo humano (Bolzicco et al., 1997). Por otra parte, la concentración evaporativa no es determinante sobre la de arsénico. Por ejemplo, se ha observado en aguas subterráneas de La Pampa, que las concentraciones de arsénico y cloruro se correlacionan mal (Smedley et al., 2002).

Aunque en el caso que nos ocupa no se dispone de información al respecto, se incrementan las evidencias de que procesos microbiológicos pueden estar implicados en la movilidad del arsénico (Oremland et al. 2004; Oremland y Stolz, 2005). Este aspecto es importante porque el estado de oxidación-reducción del medio, incluyendo el del arsénico, puede verse afectado cuando hay una actividad microbiológica relevante.

Las condiciones redox también pueden verse influidas por la actividad antrópica. Por ejemplo, la elevada carga orgánica que las industrias azucarera y citrícola aportan a las aguas superficiales en la cuenca del río Salí en Tucumán se oxida y consume todo el oxígeno disuelto (Blesa et al., 2002; Pérez Miranda et al., 2001; Fernández Turiel et al., 2003). El resultado son aguas superficiales, así como las subterráneas afectadas por su recarga, con condiciones reductoras que favorecen la reducción del arsénico a As(III), sulfato a sulfuro, etc.

TRATAMIENTO

La presencia de arsénico en concentraciones superiores a 50 $\mu\text{g}/\text{L}$, umbral máximo para aguas potables en Argentina y Chile, es un aspecto que afecta al abastecimiento de una población de aproximadamente dos millones de personas distribuidas de forma desigual por una superficie del orden de $1.7 \times 10^6 \text{ km}^2$. Desde el punto de vista químico, la gestión del abastecimiento con agua de calidad en esta zona debe tener en cuenta además el estado de oxidación del arsénico en el agua, la existencia frecuente de salinidades elevadas y la presencia de concentraciones que superan los límites admisibles en agua para consumo humano de otros elementos potencialmente tóxicos, p. ej., flúor (Muñoz et al., 2005). Además hay que tener en cuenta la calidad microbiológica.

Una vez contemplados aquellos aspectos relacionados con la calidad, cabe tener en consideración que respecto a la gestión de la cantidad de agua existe un amplio abanico de posibilidades. Este abanico abarca desde el suministro rural familiar hasta el de ciudades con varios cientos de miles de habitantes (Gómez, 2005).

Habiendo definido el escenario de calidad-cantidad que se necesita, desde el punto de vista de la gestión y por lo que respecta al arsénico, una de las primeras decisiones a valorar es si se opta por un abastecimiento alternativo con agua con bajo contenido en arsénico o por algún tratamiento que minimice la concentración de arsénico en el agua. El abastecimiento alternativo no siempre es posible y debe controlarse muy bien que lo que arregle por un lado no lo destruya por el otro. La experiencia de Antofagasta en este sentido es un antecedente paradigmático (ver introducción). Experiencias positivas de abastecimientos alternativos se han realizado en diversos lugares, por ejemplo un canal transporta agua a Monte Quemado en Santiago del Estero de un área salteña con bajo

contenido en arsénico (Mandal y Suzuki, 2002). En Santa Fe se están proponiendo proyectos en los que las aguas subterráneas arsenicales serían substituidas por aguas superficiales del río Paraná, p.ej., en Ricardone. Abastecimientos alternativos también pueden obtenerse en la vertical cuando existen variaciones del contenido en arsénico en esta dimensión que hacen factible el aprovechamiento de un determinado acuífero. El modelo propuesto sobre el origen y distribución del arsénico en relación con la Llanura Chaco-Pampeana es de gran interés en la exploración de los abastecimientos alternativos.

En el caso de que no haya otro remedio que tratar el agua, se puede optar por alguna de las soluciones que ya se están aplicando o que se están investigando y pueden ser viables técnicamente a corto plazo. Estas soluciones van desde la optimización de procesos en los tratamientos en plantas potabilizadoras convencionales, pasando por las tecnologías desmineralizadoras (desaladoras), la bioremediación y la utilización de métodos muy simples en el punto de uso. El coste económico de la solución tecnológica será en última instancia el que determinará su viabilidad (Sancha et al., 2000; Gómez, 2005).

En las plantas de tratamiento de agua potable convencionales los procesos que se aplican son básicamente los de oxidación, coagulación-floculación, filtración y post-cloración. Con relación al arsénico, se puede actuar en los tres primeros procesos. La oxidación con diversos productos (ozono, cloro, ClO_2 , H_2O_2 , KMnO_4) permite oxidar el As(III) a As(V) que es más fácil de eliminar del agua que la forma reducida (Bissen y Frimmel, 2003b). En la etapa de coagulación-floculación se pueden utilizar diferentes compuestos que logran coprecipitar el arsénico. Los más utilizados son los compuestos con hierro, compuestos de aluminio, compuestos de manganeso y compuestos de calcio y magnesio (Karcher et al., 1999; Muñoz et al., 2005). Gracias a la coprecipitación con FeCl_3 se obtiene un agua tratada con $<50 \mu\text{g/l}$ de As en la planta Cerro Topater aguas arriba de Calama, que procesa el agua del río Loa (Romero et al., 2003). La utilización de CaOH podría ser muy útil sobre la base de las experiencias en Santiago del Estero (Martin, 1997). La etapa de filtración en lecho fijo también ofrece interesantes alternativas para rebajar las concentraciones de arsénico en el agua. Se consigue la adsorción del arsénico en filtros de carbón activado, compuestos de hierro, hierro metálico o alúmina activada (Bissen y Frimmel, 2003b). Filtros de materiales naturales como zeolitas o bentonitas también pueden ser útiles para algunas aguas (Elizalde-González et al., 2001). Estos procesos de tratamiento pueden ser muy efectivos para la remoción de otros compuestos no deseables en el agua de consumo humano, como en el caso del flúor (Muñoz et al., 2005).

Otra vía de tratamiento es a través de la utilización de tecnologías desmineralizadoras del agua como la ósmosis inversa, la electrodiálisis reversible y la nanofiltración. Diversos proyectos basados en la ósmosis inversa se están realizando o están en vías de desarrollo en varias provincias, por ejemplo en Santa Fe (Berabevú), Córdoba y La Pampa (D'Ambrosio, 2005). Las tecnologías de desalación plantean la cuestión de remineralizar el agua previamente desmineralizada. Dependiendo del agua de entrada y el diseño de la planta pueden adicionarse diversos productos, como Ca(OH)_2 o NaOH o optarse por lechos fijos o fluidos, como los de calcita (Hernández Suárez et al., 2004). Otra posible alternativa es la mezcla de agua desmineralizada con agua con elevadas concentraciones en arsénico hasta obtener concentraciones aceptables (Bolzicco et al., 1997).

Las tecnologías previamente expuestas no son aplicables a áreas rurales con baja densidad de población. Para estos casos se han propuesto diversos sistemas de punto de uso o punto de entrada (Sastre et al., 1997b; Castro de Esparza y Wong de Medina, 1998; Litter et al., 2002, 2004). Estos sistemas se basan en la optimización de los procesos de tratamiento de las plantas potabilizadoras convencionales (oxidación, absorción, coprecipitación), adaptándolos a una escala de uso domiciliario. Uno de los temas críticos de estos sistemas es que la gestión pasa de estar centralizada en una planta de tratamiento a estar en manos del usuario. Estos sistemas varían mucho en tecnología y coste, pudiéndose utilizar desde pequeños equipos de ósmosis inversa a sistemas muy simples y de bajo coste, como por ejemplo la tecnología RAOS.

El método RAOS o de Remoción de Arsénico por Oxidación Solar, conocido en inglés con el acrónimo SORAS (Solar Oxidation and Removal of Arsenic), combina procesos de oxidación, absorción, coagulación y decantación (Wegelin et al., 2000; García et al., 2004, 2004b). Existen distintas versiones del método, si bien tienen en común que propician la oxidación de As(III) a As(V) a través de especies activas formadas por irradiación solar en presencia de oxígeno (el agua se expone al sol en una botella transparente de PET). El citrato en forma de jugo de limón que se añade al agua reacciona con el Fe(III), ya sea propio del agua o también añadido, y el resultado es un precipitado de hidróxido de hierro que ha adsorbido el arsénico. La decantación de las botellas y filtrado, si es necesario, permite obtener remociones de arsénico superiores al 90%. Estos métodos han sido aplicados en la Quebrada de Camarones en la región chilena de Tarapacá (Cornejo et al., 2004) y en Los Pereyra en Tucumán en Argentina (García et al., 2004a, 2004b). El manejo operativo de estos sistemas puede ser complicado, ya que pequeños cambios sobre las variables (alcalinidad, contenido de competidores, etc.) pueden tener efectos negativos sobre la remoción de arsénico en el agua.

Remociones de arsénico superiores al 90% se han conseguido utilizando una arcilla (montmorillonita, bentonita) como coloide absorbente y componente adicional ayudante a la floculación, compuestos (sulfatos, cloruros, etc.) de aluminio como coagulantes y un oxidante, cloro generalmente (Castro de Esparza y Wong de Medina, 1998; Muñoz et al., 2005).

Otra alternativa de eliminación del arsénico en el agua es la basada en la utilización de plantas y microorganismos. Así como los microbios pueden desempeñar un importante papel en la movilidad del arsénico en agua (Oremland et al. 2004, Oremland y Stolz, 2005), también puede ser de interés su aplicación en la remoción de este elemento. Futuras investigaciones en este campo son necesarias para explorar la potencialidad de tales procesos.

CONCLUSIONES

Unos dos millones de personas en un área de un $1,7 \times 10^6 \text{ km}^2$ en el Cono Sur americano están potencialmente expuestos a la ingestión de agua con más de $50 \mu\text{g/l}$ de arsénico y consecuentemente tienen un riesgo elevado de padecer arsenicismo.

El área afectada se extiende en un continuo noroeste-sureste desde la costa pacífica a la costa atlántica. El límite meridional aproximadamente corresponde a los 30°S en Chile y a los cursos de los ríos Desaguadero y Colorado en Argentina. El límite septentrional provisionalmente se ha fijado en el borde norte del Altiplano, y los cursos de los ríos Bermejo y Paraná. Por lo que respecta al arsénico en el agua, esta gran zona se puede subdividir en: 1) zona cordillerana, incluye el Altiplano y la Puna, y áreas limítrofes, 2) zona pericordillerana, y 3) zona pampeana.

Salvo casos locales en que se trata de procesos de contaminación (explotaciones mineras, fundiciones), el origen del arsénico es natural y está relacionado con el volcanismo y actividad hidrotermal asociada de la cordillera de los Andes entre 14 y 28°S . La dispersión secundaria a través de aguas superficiales ha sido el mecanismo dominante que ha llevado el arsénico hasta las costas pacífica y atlántica. El incremento de la actividad volcánica e hidrotermalismo asociado en esta zona podría haberse potenciado por la retirada del hielo después del último máximo glacial y tener relación con el cambio climático global. La deglaciación indujo el ascenso de magmas y fluidos hidrotermales que conllevaron volcanismo y afloramiento de aguas termales con elevada salinidad y altas concentraciones de As, B y F, entre otros elementos.

En el caso de la vertiente atlántica, el agua encontró la Llanura Chaco-Pampeana que ha estado afectada por fluctuaciones climáticas en las que han alternado épocas áridas-semiáridas con húmedas. Estas fluctuaciones afectaron a la distribución de las aguas superficiales y a los niveles freáticos. Al tratarse de una penillanura, los períodos húmedos frecuentemente acababan en el desarrollo de ambientes de tipo humedal. Las bajas pendientes hicieron también que el As no fuese lavado enérgicamente y transportado a la costa atlántica, sino que permaneciese en los acuíferos chaco-pampeanos. Así pues, el arsénico habría llegado mayoritariamente en forma disuelta a la Llanura Chaco-Pampeana. Este aspecto contrasta con los modelos genéticos precedentes, en los que el origen del arsénico se relaciona con la meteorización de materiales volcánicos (cenizas) o derivados (loess) que habrían llegado por vía atmosférica, así como de sus retrabajamientos. El papel del agua en el transporte del arsénico desde la zona cordillerana viene avalado por la distribución espacial de los sedimentos fluvio-lacustres y la conexión aguas arriba de las cuencas con las áreas fuente. La reconstrucción paleogeográfica y paleoclimática del cuaternario y, muy especialmente, durante el Holoceno, se revelan muy útiles en el análisis de la distribución del arsénico a gran escala en las aguas subterráneas y la valoración de posibles alternativas para la explotación de este recurso.

En última instancia, la cantidad biodisponible de arsénico estará condicionada por la movilidad impuesta por los ambientes geoquímicos y sedimentarios locales. En el contexto de la región arsenical del Cono Sur, prevalecen las condiciones oxidantes, el arsénico está mayoritariamente disuelto en forma de especies con As(V), y el pH es neutro o tiende a la alcalinidad.

La gestión del abastecimiento con agua de calidad en esta zona debe tener en cuenta además del estado de oxidación del arsénico en el agua, la existencia frecuente de salinidades elevadas y la presencia de concentraciones que superan los límites admisibles en agua para consumo humano de otros elementos potencialmente tóxicos (p. ej., flúor) y la calidad microbiológica. Las necesidades abarcan desde el suministro rural familiar hasta el de ciudades con varios cientos de miles de habitantes. Las soluciones que están operativas o que se han propuesto como viables a corto plazo pasan por el abastecimiento de fuentes alternativas sin arsénico o, cuando no sea posible, el tratamiento mediante plantas potabilizadoras convencionales optimizadas, tecnologías desmineralizadoras, bioremediación y utilización de métodos muy simples en el punto de uso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realiza en el marco de la Acción Complementaria del Programa Nacional de Cooperación Internacional en Ciencia y Tecnología del Ministerio de Educación y Ciencia de España (Ref. CTM2004-0260-E).

REFERENCIAS

Astolfi E.A.N., Maccagno A., García Fernández J.C., Vaccaro R., Stimola R., 1981. Relation between arsenic in drinking water and skin cancer, *Biolog. Trace Elements Res.*, 3: 133-143.

- Astolfi E.A.N., Besuschio S.C., García Fernández J.C., Guerra C., Maccagno A., 1982. Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico. Edit. Coop. Gral. Belgrano, Buenos Aires, 144 pp
- Ayerza A., 1917a. Arsenicismo regional endémico (keratodermia y melanodermia combinadas). Bol. Acad. Medicina, 2-3:11-24.
- Ayerza A., 1917b. Arsenicismo regional endémico (keratodermia y melanodermia combinadas) (continuación). Bol. Acad. Medicina, 2-3: 41-55.
- Ayerza A., 1918. Arsenicismo regional endémico (keratodermia y melanodermia combinadas) (continuación). Bol. Acad. Medicina: 1-24.
- Bates M., Marshall G., Smith A., 2004a. Arsenic-related cancer mortality in Northern Chile, 1989-98. *Epidemiology*, 15 (4): S108-S108.
- Bates M.N., Rey O.A., Biggs M.L., Hopenhayn C., Moore L.E., Kalman D., Steinmaus C., Smith A.H., 2004b. Case-control study of bladder cancer and exposure to arsenic in Argentina. *Am. J. Epidemiology*, 159 (4): 381-389.
- BEST (Board on Environmental Studies and Toxicology), 2001. Arsenic in drinking water: 2001 update. National Academy Press, Washington D.C., 225 pp. <http://www.nap.edu/books/0309076293/html> [Consulta: 20/06/2005].
- Besuschio S.C., Desanzo A.C., Perez A., Croci M., 1980. Epidemiological associations between arsenic and cancer in Argentina. *Biol. Trace Element Res.*, 2, 41-55.
- Bhattacharyya R., Chatterjee D., Nath B., Jana J., Jacks G., Vahter M., 2003. High arsenic groundwater: Mobilization, metabolism and mitigation - an overview in the Bengal Delta Plain. *Molec. Cell. Biochem.*, 253(1-2), 347-355.
- Bissen M., Frimmel F.H., 2003a. Arsenic - a review. - Part 1: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 31(1), 9-18.
- Bissen M., Frimmel F.H., 2003b. Arsenic - a review. Part II: Oxidation of arsenic and its removal in water treatment. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 31(2), 97-107.
- Blanco M. del C., Paoloni J.D., Morrás H., 2005. Caracterización geoquímica del ión arsénico en la fase sólida de suelos de la región pampeana sur. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Blesa M.A., García M.G., Hidalgo M.V., 2002. Argentina. In: Litter M., *Relevamiento de comunidades rurales de América latina para la aplicación de tecnologías económicas para la potabilización de aguas - Proyecto OEA AE 141/2001*. CNEA, Buenos Aires, pp. 10-23. http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/3_archivos/relevamiento1.pdf [Consulta: 20/06/2005].
- Bolzicco J.E., Bettig A.P., Bojanich E., Cremona Parma, G., 1997. El arsénico en aguas de consumo humano en la provincia de Santa Fe. Distribución areal, evolución temporal, soluciones. Congreso Internacional sobre Aguas. Buenos Aires, Argentina, II-7.
- Borgoño, J.M., Vicent, P., Venturino, H., Infante, A., 1977. Arsenic in the drinking water of the city of Antofagasta: epidemiological and clinical study before and after the installation of a treatment plant. *Environ. Health Perspect.* 19, 103-105.
- Bundschuh J., Farias B., Martín R., Storniolo A., Bhattacharyya P., Cortes J., Bonorino G., Albouy R., 2004. Groundwater arsenic in the Chaco-Pampean Plain, Argentina: Case study from Robles County, Santiago del Estero Province. *Appl. Geochem.*, 19(2), 231-243.
- Cabrera, A., Blarasin M., Cabrera S., Matteoda E., Gómez M.L., Villalba G., Hildmann F., Bettera A., 2005. Arsénico y flúor en el acuífero freático en el sur de Córdoba: línea de base hidroquímica y problemática ambiental vinculada. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Cáceres L., Gruttner E., Contreras R., 1992. Water recycling in arid regions-Chilean case. *Ambio*, 21, 138-144.
- Cáceres D.D., Pino P., Montesinos N., Atalah E., Amigo H., Loomis D., 2005. Exposure to inorganic arsenic in drinking water and total urinary arsenic concentration in a Chilean population, *Environ. Res.*, 98(2), 151-159.
- Cameron E.M., Leybourne M.I., 2005. Relationship between groundwater chemistry and soil geochemical anomalies at the Spence copper porphyry deposit, Chile. *Geochem.-Explor. Environ. Anal.*, 5, 135-145.
- Castro de Esparza M.L., Wong de Medina M., 1998. Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 23 pp.
- Christian J., Hopenhayn C.M., 2004. Is arsenic metabolism in exposed populations influenced by selenium? *Epidemiology*, 15(4), S107-S107.
- Círculo Médico del Rosario, 1917. Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell-Ville. *Rev. Médica del Rosario*, VII: 485.
- Concha G., Nermell B., Vahter M., 1998a. Metabolism of inorganic arsenic in children with chronic high arsenic exposure in northern Argentina. *Environ. Health Persp.*, 106(6), 355-359.
- Concha G., Vogler G., Lezcano D., Nermell B., Vahter M., 1998b. Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development. *Toxicol. Sci.*, 44(2), 185-190.
- Cornejo L., Mansilla H.D., Arenas M.J., Flores M., Flores V., Figueroa L., Yáñez J., 2004. Remoción de arsénico en aguas del Río Camarones, Arica, Chile, utilizando la tecnología RAOS modificada. In: Litter M.I., Jiménez-González A. (eds). *Avances en tecnologías económicas solares para desinfección, descontaminación y remoción de arsénico en aguas de comunidades rurales de América Latina (métodos FH y RAOS) - Proyecto OEA AE 141*. CNEA, La Plata, pp. 43-56. <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/LibroBN.Pdf> [Consulta: 20/06/2005].
- Cusicanqui, H., Mahon, W.A.J., Ellis, A.J., 1976. The geochemistry of the El Tatio geothermal field, northern Chile. Proceedings, Second United Nations Symposium on the Development and Use of Geothermal Resources, San Francisco,

- May 1975, Volume 1: Washington, D.C., U.S. Government Printing Office (Lawrence Berkeley Laboratory, University of California), pp. 703711.
- D'Ambrosio C., 2005. Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Delgadino C.D., 2005. Determinación de un modelo de riesgo para oligoelementos en fuentes de agua subterránea en la provincia de Santa Fe. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- De Gregori I., Fuentes E., Rojas M., Pinochet H., Potin-Gautier M., 2003. Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils impacted and non-impacted by mining activities, from three regions in Chile. *J. Environ. Monit.*, 5(2): 287-295.
- Diario Oficial de la República de Chile, 1984. Norma Chilena Oficial N°409/1 Of. N°84. Agua potable. Parte I: Requisitos. Aprobada por el Ministerio de Salud mediante Decreto Supremo N°11 del 16/01/1984. Publicado 3/03/1984.
- Díaz O.P., Leyton I., Muñoz O., Núñez N., Devesa V., Suner M.A., Velez D., Montoro R., 2004 Contribution of water, bread, and vegetables (raw and cooked) to dietary intake of inorganic arsenic in a rural village of Northern Chile. *J. Agric. Food Chem.*, 52(6), 1773-1779.
- Dixon H.B.F., 1997. The biochemical action of arsenic acids especially as phosphate analogues. *Adv. Inorg. Chem.*, 44,191-227.
- Elizalde-González M.P., Mattusch J., Einicke W.D., Wennrich R., 2001. Sorption on natural solids for arsenic removal, *Chem. Eng. J.*, 81(1-3), 187-195.
- EU (European Union), 1998, Directive 98/83/CE relative to human drinking water quality, Official Journal of European Communities L330.
- Farías S.S., Casa V.A., Vázquez C., Ferpozzi L., Pucci G.N., Cohen I.M., 2003. Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. *Sci. Tot. Environ.*, 309(1-3), 187-199.
- Fernández-Turiel J.L., Llorens J.F., López-Vera F., Gómez-Artola C., Morel I., Gimeno D., 2000. Strategy for water analysis using ICP-MS. *Fres. J. Anal. Chem.*, 368(6), 601-606.
- Fernández-Turiel J. L., Pérez-Miranda C., Almada G.H., Medina M.E., Riviere C.A., Gordillo M.A., 2003. Surface-water quality for the Salí River watershed in NW Argentina. *Environ. Geol.*, 43(8), 941-949.
- Fernández-Turiel J.L. , Gimeno D., Garcia-Valles M.T., 2004. Geochemical modelling of El Tatio geothermal system (northern Chile): implications for the genesis of borates, arsenic sulphides and halides. IAVCEI General Assembly 2004. Pucón, Chile.
- Fernández-Turiel, J. L., Garcia-Valles M., Gimeno-Torrente D., Saavedra-Alonso J., Martinez Manent S., 2005. The hot spring and geyser sinters of El Tatio, Northern Chile. *Sed. Geol.*, 180, 125-147.
- Ferreccio C., González C., Milosavljevic V., Marshall G., Sancha A.M., Smith A.H., 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology*, 11(6), 673-679.
- Figueroa L., Razmilic B., Gonzalez M., 1992. Corporal distribution of arsenic in mummied bodies owned to an arsenical habitat. In: *Proceedings of the International Seminar on Arsenic in the Environment and its Incidence on Health*, 25-29 May 1992, Santiago, Chile (Sancha FAM, ed). Santiago, Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, 77-82.
- Galindo G., Herrero M.A., Flores M., Fernández Turiel J.L., 1999. Correlación de metales trazas en aguas subterráneas someras de la Cuenca del Río Salado, Provincia de Buenos Aires, Argentina. In: A. TINEO (Ed.), *Hidrología Subterránea*, II Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica n° 13, Instituto de Correlación Geológica - CONICET, Fac. Cs. Nat. e Inst. Miguel Lillo de la Univ. Nac. de Tucumán, 251-261.
- Galindo G., Sainato C., Dapeña C., Fernández-Turiel J.L., Gimeno D., Pomposiello M.C. Panarello H., 2002. Natural and anthropogenic features influencing water quality in NE Buenos Aires, Argentina. In: Bocanegra E., Martínez D., Massone H. (eds.) *Groundwater and Human Development*. 300-308.
- Galindo G., Dapeña C., Pomposiello M.C., Fernández Turiel J., Gimeno D., 2004. Calidad y uso de las aguas termales del sur de la cuenca río Salí, Argentina. XXXIII Congreso AIH - 7° ALHSUD. Entendimiento del flujo del agua subterránea, desde la escala local a la regional. 1115 Octubre 2004, Zacatecas, México. 1-4.
- Galindo G., Fernández Turiel J.L., Gimeno D., 2005. El arsénico en las aguas termales del sur de la cuenca del río Salí, Tucumán, Argentina. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Galindo M.C., Vece M.B., Perondi M.E., Araoz M.M., García G., Hidalgo M.D., Apella M.C., Blesa M.A., 2001. Chemical behavior of the Salí River, Province of Tucuman, Argentina. *Environ. Geol.*, 40(7), 847-852.
- García M.G., Hidalgo M.D., Blesa M.A., 2001. Geochemistry of groundwater in the alluvial plain of Tucuman province, Argentina. *Hydrogeol. J.*, 9(6), 597-610.
- García M.G., Un H.J., Custo G., d'Hiriart J., Hidalgo M. Del V., Litter Marta I., Blesa M.A., 2004a. Avances en remoción de arsénico por oxidación solar en aguas de Tucumán, Argentina. In: Litter M.I., Jiménez-González A. (eds). *Avances en tecnologías económicas solares para desinfección, descontaminación y remoción de arsénico en aguas de comunidades*

- rurales de América Latina (métodos FH y RAOS) - Proyecto OEA AE 141. CNEA, La Plata, pp. 43-56. <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/LibroBN.Pdf> [Consulta: 20/06/2005].
- García M.G., d'Hiriart J., Giullitti J., Lin H., Custo G., Hidalgo M. del V., Litter M.I., Blesa M.A., 2004b. Solar light induced removal of arsenic from contaminated groundwater: the interplay of solar energy and chemical variables, *Solar Energy*, 77(5), 601-613.
- Gebel T., 2000. Confounding variables in the environmental toxicology of arsenic. *Toxicol.*, 144(1-3), 155-162.
- Gómez A.A., 2005. Sistema de tratamiento de aguas subterráneas arsenicales para pequeñas poblaciones de la provincia de Santa Fe. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Guo X., Fujino Y., Kaneko S., Wu K., Xia Y., Yoshimura T., 2001. Arsenic contamination of groundwater and prevalence of arsenical dermatosis in the Hetao plain area, Inner Mongolia, China. *Mol. Cell. Biochem.* 222,137-140.
- Hauser A., 1997. Catastro y caracterización de las fuentes de aguas minerales y termales de Chile. *SERNAGEOMIN, Boletín*, 50,1-77.
- Hauser A., 2000. Mapa de fuentes de aguas termales de Chile. *SERNAGEOMIN, Docs. Trabajo*, 16. Heine K., 2000. Tropical South America during the Last Glacial Maximum: evidence from glacial, periglacial and fluvial records. *Quat. Int.*, 72, 7-21.
- Hernández Suárez M., Suárez Pérez F., Prieto Alvela L.M., Santana Pérez F., 2004. I+D sobre la remineralización de las aguas desaladas con lechos de calcita. Fundación Centro Canario del Agua, Santa Cruz de Tenerife. 171 pp.
- Hopenhayn-Rich C., Biggs M.L., Fuchs A., Bergoglio R., Tello E.E., Nicolli H., Smith A.H., 1996. Bladder cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Argentina. *Epidemiology*, 7(2), 117-124.
- Hopenhayn-Rich C., Biggs M.L., Smith A.H., 1998. Lung and kidney cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Cordoba, Argentina. *Int. J. Epidemiol.*, 27(4), 561-569.
- Hopenhayn-Rich C., Browning S.R., Hertz-Picciotto I., Ferreccio C., Peralta C., Gibb H., 2000. Chronic arsenic exposure and risk of infant mortality in two creas of Chile. *Environ. Health Persp.*, 108(7), 667-673.
- Iriondo M., 2004. Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. *Quat. Int.*, 114, 3-9.
- Karcher S., Cáceres L., Jekel M., Contreras R., 1999. Arsenic removal from water supplies in northern Chile using ferric chloride coagulation. *J. Chart. Inst. Water Environ. Manag.*, 13(3), 164-169.
- Klohn W., 1974. Boro y arsénico en aguas del norte de Chile. *Internacional Symposium on Hydrology of Volcanic Rocks*. Lanzarote, Spain. pp. 579-592.
- Kull C., Hanni F., Grosjean M., Veit H., 2003. Evidence of an LGM cooling in NW-Argentina (22 degrees S) derived from a glacier climate model. *Quat. Int.*, 108, 3-11.
- Litter M., 2002. Relevamiento de comunidades rurales de América latina para la aplicación de tecnologías económicas para la potabilización de aguas - Proyecto OEA AE 141/2001. CNEA, Buenos Aires, 85 pp. <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/3archivos/relevamientol.pdf> [Consulta: 20/06/2005].
- Litter M.I., Jiménez-González A. (eds.), 2004. Avances en tecnologías económicas solares para desinfección, descontaminación y remoción de arsénico en aguas de comunidades rurales de América Latina (métodos FH y RAOS) - Proyecto OEA AE 141. CNEA, La Plata, 178 pp. <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/LibroBN.pdf> [Consulta: 15-6-05].
- Lobo Gómez J., Orellana E., Martínez S., Vilches F., 2004. Característica físico-química y evaluación de la presencia de arsénico y flúor en aguas subterráneas del Distrito de Poman, Provincia de Catamarca. *Rev. C. y Téc. UNCA*, 1-10.
- Mandal B.K., Suzuki K.T., 2002. Arsenic round the world: a review. *TALANTA*, 58(1), 201-235.
- Mandal B.K., Ogra Y., Anzai K., Suzuki K.T., 2004. Speciation of arsenic in biological samples. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 198(3), 307-318.
- Mansilla H.D., Cornejo Ponce L., 2002. Chile. In: Litter M., Relevamiento de comunidades rurales de América latina para la aplicación de tecnologías económicas para la potabilización de aguas - Proyecto OEA AE 141/2001. CNEA, Buenos Aires, pp. 10-23. <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/agua-pura/3archivos/relevamientol.pdf> [Consulta: 20/06/2005].
- Martin A.P., 1997. Optimización de las aguas subterráneas arsenicales del norte de Santiago del Estero, mediante el empleo del hidróxido de calcio. *Congreso Internacional sobre Aguas*. Buenos Aires, Argentina, II-7.
- Martínez L.D., Gásquez J.A., 2005. Arsénico en aguas, técnicas analíticas utilizadas para su determinación-especiación. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- MacLennan J., Jull M., Mackenzie D., Slater L., Gronvold K., 2002. The link between volcanism and deglaciation in Iceland. *Geochem., Geophys., Geosyst.*, 3, 1-25.
- Mead M.N., 2005. Arsenic: In search of an antidote to a Global Poison. *Environ. Health Persp.*, 6, A378-A386.
- Medus, M., Mariño E.E., Schulz C.J., 2005. Variación temporal de los contenidos de arsénico en la batería de pozos que abastece a General Pico, La Pampa, Argentina. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Ministerio de Salud, 2001. Resolución (MS) 153/2001. Del 22/2/2001. B.O.: 1/3/2001. Implementase el Programa de Minimización de Riesgos por Exposición a Arsénico en Agua de Consumo del Departamento de Salud Ambiental de la Dirección de Promoción y Protección de la Salud. MRA-LIGAN (Minería de la República Argentina-Unidad de Gestión

- Ambiental Nacional), 2005. Estudios Ambientales de Base - Inventario de Recursos Naturales. <http://www.mineria.gov.ar/ambiente/estudios/inicio.asp> [Consulta: 20/06/2005].
- MSA-ANMAT (Ministerio de Salud y Ambiente - Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica), 2005. Código Alimentario Argentino-Capítulo XII - Bebidas Hidricas, Agua y Agua Gasificada - Agua Potable - Artículo 982 - (Res Msys N° 494 Del 7.07.94). <http://www.anmat.gov.ar/principal.html> [Consulta: 20/06/2005].
- Muñoz M.A., Buitrón J.A., De Ormaechea B., 2005. Remoción de arsénico y fluor, estudio de un caso en la localidad de Eduardo Castex, La Pampa. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Nicolli H.B., O'Connor T.E., Suriano J.M., Koukharsky M.L., Gómez Peral M.A., Bertini L.M., Cohen I.M., Corradi L.L., Balean O.A., Abril E.G., 1985. Geoquímica del arsénico y de otros oligoelementos en aguas subterráneas de la llanura sudoriental de la Provincia de Córdoba. *Academia Nacional de Ciencias; Córdoba, Miscelánea*, 71, 1-112.
- Nicolli H.B., Suriano J.M., Peral M.A.G., Ferpozzi L.H., Baleani O.A., 1989. Groundwater contamination with arsenic and other trace-elements in an area of the Pampa, Province Of Cordoba, Argentina. *Environ. Geol. Water Sci.*, 14(1), 3-16.
- Nicolli H.B., Tineo A., García J.W., Falcón C.M., 2005a. Caracterización hidrogeoquímica y calidad de aguas en la cuenca del río Salí, Provincia de Tucumán. En: G. Galindo, J.L. Fernández Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Nicolli H.B., Tineo A., García J.W., Falcón C.M., 2005b. Distribución del arsénico y otros oligoelementos asociados en aguas subterráneas de la región de Los Pereyra. Provincia de Tucumán, Argentina. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario HispanoLatinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Oremland R.S., Stolz J.F., Hollibaugh J.T., 2004. The microbial arsenic cycle in Mono Lake, California. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 48(1), 15-27.
- Oremland R.S., Stolz J.F., 2005. Arsenic, microbes and contaminated aquifers. *Trends Microbiol.*, 13(2), 45-49.
- Paoloni J.D., Fiorentino C.E., Sequeira M.E., 2003. Fluoride contamination of aquifers in the southeast subhumid Pampa, Argentina. *Environ. Toxicol.* 18, 317-320.
- Pérez Carrera A., Fernández Cirelli, A., 2004. Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina). *In Vet*, 6, 51-59.
- Pérez Miranda C., Almada G.H., Riviere C.A., Gordillo M.A., Fernández Turiel J.L., Medina M.E., 2001. Proyecto AGUA - Composición y calidad del agua de la Cuenca Hidrográfica del río Salí, Provincia de Tucumán, Argentina. Gobierno de la Provincia de Tucumán, 103 pp. <http://wiiia.iaa.csic.es/gt/medamb/paginas/english/pwen.htm> [Consulta: 20/06/2005].
- Pizarro G., Balabanoff L., 1973. Estudio de eliminación del arsénico en el agua de Antofagasta. *Bol. Soc. Chil. Quím.*, 12, 1-8.
- Plant J.A., Kinniburgh D.G., Smedley P.L., Fordyce F.M., Klinck B.A., 2003. Arsenic and selenium. In: Lollar B.S. (ed.), *Environmental Geochemistry*, Vol. 9 Treatise on Geochemistry (eds. H.D. Holland and K.K. Turekian), Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 17-66.
- Puga F., Olivos P., Greyber R., González I., Heras E., Barrera S., González E., 1973. Hidroarsenicismo crónico. Intoxicación arsenical crónica en Antofagasta. Estudio epidemiológico y clínico. *Rev. Chilena Pediatría*, 44(3), 215-223.
- Queirolo F., Stegen S., Mondaca J., Cortes R., Rojas R., Contreras C., Muñoz L., Schwuger M.J., Ostapczuk P., 2000a. Total arsenic, lead, cadmium, copper, and zinc in some salt rivers in the northern Andes of Antofagasta, Chile. *Sci. Tot. Environ.*, 255(1-3), 85-95.
- Queirolo F., Stegen S., Restovic M., Paz M., Ostapczuk P., Schwuger M.J., Muñoz L., 2000b. Total arsenic, lead, and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile. *Sci. Tot. Environ.*, 255(1-3), 75-84.
- Rahman M.M., Chowdhury U.K., Mukherjee S.C., Mondaj B.K., Paul K., Lodh D., Biswas B.K., Chanda C.R., Basu G.K., Saha K.C., Roy S., Das R., Palit S.K., Quamruzzaman Q., Chakraborti D., 2001. Chronic arsenic toxicity in Bangladesh and West Bengal, India-a review and commentary. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.* 39, 683-700.
- Risacher F., Alonso H., Salazar C., 2003. The origin of brines and salts in Chilean salars: a hydrochemical review. *Earth-Science Rev.*, 63(3-4): 249-293.
- Rivara M.J., Cebrian M., Corey G., Hernandez M., Romieu I., 1997. Cancer risk in an arsenic-contaminated area of Chile. *Toxicol. Ind. Health*, 13(2-3), 321-338.
- Rodríguez R., Ramos J.A., Armienta A., 2004. Groundwater arsenic variations: the role of local geology and rainfall. *Appl. Geochem.*, 19(2), 245-250.
- Romero L., Alonso H., Campano P., Fanfani L., Cidu R., Dadea C., Keegan T., Thornton I., Farago M., 2003. Arsenic enrichment in waters and sediments of the Río Loa (Second Region, Chile). *Appl. Geochem.*, 18(9), 1399-1416.
- Roy P., Saha A., 2002. Metabolism and toxicity of arsenic: A human carcinogen. *Curr. Sci.*, 82, 38-45. Sancha A.M., 1999. Full-scale application of coagulation processes for arsenic removal in Chile: a successful case study. In: Chappell W.R., Abernathy C.O., Calderon R.L. (eds.), *Arsenic exposure and health effects*. Proceedings of the Third International Conference on Arsenic Exposure and Health Effects, July 12-15, 1998, San Diego, California. Elsevier, Amsterdam, pp. 373-378.
- Sancha A.M., Frenz P., 2000. Estimate of the current exposure of the urban population of northern Chile to arsenic. *Interdisciplinary Perspectives on Drinking Water Risk Assessment and Management (Proceedings of the Santiago (Chile) Symposium, September 1998)*. IAHS Pub. no. 260, January 2000, pp. 3-8.

- Sancha A.M., O'Ryan R., Pérez O., 2000. The removal of arsenic from drinking water and associated costs: the Chilean case. *Interdisciplinary Perspectives on Drinking Water Risk Assessment and Management (Proceedings of the Santiago (Chile) Symposium, September 1998)*. IAHS Pubj. no. 260, January 2000, pp. 17-25.
- Sastre M.S., Varillas, A., Boemo A., Torres S., Kirshbaum P., 1997a. Determinación de arsénico en aguas de la provincia de Salta. *Congreso Internacional sobre Aguas*. Buenos Aires, Argentina, III-3.
- Sastre M.S., Rodríguez H., Varillas, A., Salim B., 1997b. Hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) y comunidad. *Congreso Internacional sobre Aguas*. Buenos Aires, Argentina, W-13.
- Schulz C.J., Castro E.C., Mariño E., 2005. Presencia de arsénico en las aguas subterráneas de la pampa. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario HispanoLatinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.*, 17(5), 517-568.
- Smedley P.L., Nicolli H.B., Macdonald D.M.J., Barros A.J., Tullio J.O., 2002. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Appl. Geochem.*, 17(3), 259-284.
- Smedley P.L., Zhang M., Zhang G., Luo Z., 2003. Mobilisation of arsenic and other trace elements in fluviolacustrine aquifers of the Huhhot Basin, Inner Mongolia. *Appl. Geochem.*, 18(9), 1453-1477.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., Macdonald D.M.J., Nicolli H.B., Barros A.J., Tullio J.O., Pearce J.M., Alonso M.S., 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Appl. Geochem.*, 20(5), 989-1016.
- Smith A.H., Goycolea M., Haque R., Biggs M.L., 1998. Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region of Northern Chile due to arsenic in drinking water. *Am. J. Epidemiol.*, 147(7), 660-669.
- Smith A.H., Arroyo A.P., Mazumder D.N.G., Kosnett M.J., Hernandez A.L., Beeris M., Smith M.M., Moore L.E., 2000. Arsenic-induced skin lesions among Atacameño people in Northern Chile despite good nutrition and centuries of exposure. *Environ. Health Persp.*, 108(7), 617-620.
- Smith A.H., Smith M.M.H., 2004. Arsenic drinking water regulations in developing countries with extensive exposure. *Toxicol.*, 198(1-3), 39-44.
- Stevaux J.C., 2000. Climatic events during the Late Pleistocene and Holocene in the Upper Parana River: Correlation with NE Argentina and South-Central Brazil. *Quat. Int.*, 72, 73-85.
- Storniolo A., Martín R., Thir M., Cortes J., Ramirez A., Mellano F., Bundschuh J., Bhattacharya P., 2005. Disminución del contenido de arsénico en el agua mediante el uso de material geológico natural. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario HispanoLatinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Tchounwou P.B., Patlolla A.K., Centeno J.A., 2003. Carcinogenic and systemic health effects associated with arsenic exposure - A critical review. *Toxicol. Pathol.*, 31(6), 575-588.
- Trelles R.A., Larghi A., Páez J.P., 1970. El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor. *Fac. Ingen., Univ. Buenos Aires, Inst. Ingen. Sanitaria, Publ.*, 4, 1-96 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2005, List of Drinking Water Contaminants & MCLs, February 23rd, 2005, <http://www.epa.gov/safewater/lmci.html> [Consulta: 20/06/2005].
- Vahter M., 1999. Methylation of inorganic arsenic in different mammalian species and population groups. *Sci. Prog.* 82, 69-88.
- Vargas Aranibar A., 1987. Hidroarsenicismo en el Chaco semiárido santiagueño. I Jornadas Nacionales de Zonas Áridas y Semiáridas Santiago del Estero, 94-102.
- Vázquez H., Ortolani V., Rizzo G., Bachur J., Pidustwa V., 1999. Arsénico en aguas subterráneas. Criterios para la adopción de límites tolerables. Documento ENRESS. Rosario. Santa Fe, Argentina. 1999, 17 p. <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacalfuilextlarsenico.pdf> [Consulta: 20/06/2005].
- Vilches F., Palomeque L., Fuentes S., Córdoba G., 2005. El arsénico en la Provincia de Catamarca. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Villalba G., Blarasin M., Villegas M., 2005. Características hidrogeoquímicas, con énfasis en arsénico y flúor, en el área Vicuña Mackenna-Bañados del Tigre Muerto, Córdoba. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Wegelin M., Gechter D., Hug S., Mahmud A., Motaleb A., 2000. SORAS-a simple arsenic removal process. In: *Water, Sanitation, Hygiene: Challenges of the Millennium*. 26th WEDC Conference, Dhaka, pp. 379-382.
- WHO (World Health Organization), 2004. Guidelines for drinking-water quality. Volume 1, Recommendations. Geneva. 3rd edition. 515 pp.
- Yoshida T., Yamauchi H., Sun G.F., 2004. Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose-response relationships in review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 198(3), 243-252.

Volver a: [Aguas de bebida](#)