

Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico en agua

Risk for rural population in areas with high arsenic water content

Puntoriero, María Laura¹; Volpedo, Alejandra Vanina^{1,2}; Fernández Cirelli, Alicia^{1,2*}

¹Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Av. Chorroarín 280 (C1427CWO). ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

*afcirelli@fvvet.com.ar

Recibido: 31 de diciembre de 2012

Aceptado: 7 de marzo de 2014

Resumen. El arsénico (As) es un tóxico natural presente en aguas subterráneas y superficiales. En este trabajo se estimó el riesgo por ingesta de agua subterránea con elevadas concentraciones de As para pobladores rurales bonaerenses. Además se consideró una fuente adicional de exposición a la presencia de As en tejidos blandos del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), que es la especie nativa de mayor importancia comercial.

La concentración de As se determinó por espectroscopía de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES). En las muestras de agua subterránea las concentraciones se hallaron en el rango de <10-170 µg/l, mientras que en músculos de peces estuvo comprendida entre 0,29-8,41 µg/g y en hígado entre 0,24-8,98 µg/g (en peso seco). El hidroarsenicismo crónico regional endémico Argentino (HACREA), enfermedad que se origina por el consumo de cantidades variables de As en un largo período de tiempo, genera diferentes afecciones de piel. El riesgo estimado por ingesta de agua subterránea en todas las localidades estudiadas superó el valor aceptado de riesgo individual máximo (10⁻⁵), según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). Los niveles de As hallados en tejidos de peces, sugieren que existiría transferencia de este elemento desde el agua a los distintos órganos, que podría resultar perjudicial para el consumo humano.

Palabras clave: Riesgo; Población rural; Arsénico; Buenos Aires.

Abstract. Arsenic (As) is a natural toxic present in groundwater and surface water. This study estimated the risk of ingestion of high As concentrations present in groundwater for a rural population in Buenos Aires Province. The presence of As in soft tissues of silverside (*Odontesthes bonariensis*) was also considered as an additional source of As exposure, which is the native species of major commercial importance. Arsenic concentration was determined by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-OES). In water samples As concentrations were found in the range of <10-170 µg/l, in fish muscle the concentration range was between 0,29 to 8,41 µg/g, and in liver between 0,24 to 8,98 µg/g, of dry weight. The endemic regional chronic hydroarsenicism Argentino (ERCHA), a disease caused by consumption of varying As concentrations during a long time, generates different skin pathologies. The risk estimated for groundwater intake in this rural population at all sites studied exceeded the accepted value of maximum individual risk (10⁻⁵), according to United States Environmental Protection Agency (USEPA). As concentration in fish tissues, could be shown transference of this element to different organs, being harmful for human consumption.

Keywords: Risk; Rural population; Arsenic; Buenos Aires Province.

INTRODUCCIÓN

El As es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, que proviene principalmente de fuentes naturales, como la meteorización a partir de rocas parentales y de las emisiones volcánicas. Además tiene un origen antrópico,

a partir de la industria metalúrgica, integrando la formulación de pesticidas y conservantes de la madera (Bundschuh y col. 2008)

En la República Argentina, el As se encuentra distribuido en diferentes áreas: la Puna y la Llanura Chaco-Pampeana (Smedley y Kinniburgh

2002; Nicolli y col. 2008). Esta última es una de las regiones más grandes del mundo que posee altas concentraciones de As de origen natural en aguas subterráneas (Smedley y col. 2002; Pérez Carrera y Fernández Cirelli 2004; Paoloni y col. 2009). Smedley y colaboradores (2002) determinaron concentraciones de As en agua subterránea entre 4-5300 µg/l en el norte de La Pampa; Pérez Carrera y Fernández Cirelli (2004) hallaron niveles de As entre 61,5-4550 µg/l en el sudeste de Córdoba, y Paoloni y colaboradores (2009) reportaron concentraciones de As entre 10-300 µg/l en el sur de La Pampa. Sin embargo, se han reportado niveles elevados de contaminación por arsénico en aguas superficiales (<10-198 µg/l), en diferentes sistemas lóticos y lénticos de la Llanura Pampeana (Schenone y col. 2007; Fernández Cirelli y col. 2011; Rosso y col. 2011; Volpedo y col. 2012). La presencia de As en agua para consumo humano da origen al hidroarsenicismo crónico regional endémico Argentino (HACREA), enfermedad crónica producida por la ingesta de cantidades variables de As a través del agua de bebida, durante un tiempo prolongado. El HACREA se manifiesta principalmente por alteraciones dermatológicas como hiperhidrosis, melanodermia, leucodermia e hiperqueratosis palmo-plantares, evolucionando hacia patologías más graves como distintos tipos de cáncer (Tseng y col. 1968). Además, se han reportado en humanos diversas lesiones cancerígenas viscerales en órganos del sistema genitourinario y gastrointestinal, pulmones y tráquea (Cuzick y col. 1984; 1992).

La provincia de Buenos Aires posee diferentes áreas con presencia de As en agua subterránea (Galindo y col. 2004; Heredia y col. 2005; Paoloni y col. 2009). El 25 % de los hogares bonaerenses se abastecen de agua subterráneas (INDEC 2010). En las zonas rurales, ésta es la principal fuente de agua para consumo humano y muchas veces este recurso posee niveles elevados de As.

El objetivo de este trabajo fue estimar el riesgo para los pobladores rurales bonaerenses por el consumo de agua subterránea con As. La hipótesis que se planteó en el trabajo fue que las altas concentraciones de As en agua subterránea podrían ocasionar un riesgo para los pobladores rurales y que, otra fuente adicional de As, como por ejemplo el alimento, contribuiría al aumento del riesgo. Es por ello que, en este trabajo, se estimó el riesgo de efectos tóxicos carcinogénicos para la población, debido a la

ingesta de agua subterránea con altas concentraciones de As, en áreas rurales de diferentes localidades bonaerenses y se estudió el contenido de As en peces (*Odontesthes bonariensis*) provenientes del Lago Chasicó, como fuente adicional de exposición, ya que es uno de los cuerpos de agua más importantes para la pesca comercial y deportiva de esta especie.

Materiales y métodos

Áreas de estudio

La llanura Chaco- Pampeana es una de las regiones conocidas más amplias del mundo con altas concentraciones de As en aguas subterráneas, que abarca alrededor de 1×10^6 km² (Smedley y Kinniburgh 2002). En este trabajo se analizaron diferentes áreas rurales bonaerenses con elevados niveles de As en agua subterránea (Mercedes, Roque Pérez, Junín, Escobar, Bahía Blanca y la localidad de Chasicó). Estas localidades están emplazadas en diferentes ecorregiones según Morello, 2012: las localidades de Escobar y Mercedes, se encuentran dentro de la pampa ondulada, porción más productiva de toda la región pampeana. Esta región presenta importantes extensiones dedicadas a la agricultura intensiva y una escasa proporción a la ganadería de cría, casi siempre confinada a los bajos inundables vinculados a la Cuenca alta del río Salado. El clima es subtropical húmedo o templado oceánico, con precipitaciones todo el año, sin estación seca marcada y con veranos cálidos. Una característica importante por su aprovechamiento es la presencia del acuífero semiconfinado Puelches. La recarga es autóctona e indirecta, a través del acuífero freático y semilibre (acuífero Pampeano).

Las localidades de Junín y Roque Pérez se encuentran en la zona de la pampa arenosa, región con escasas precipitaciones, de clima templado húmedo y suelos muy permeables, paisaje intermedio entre el extremadamente cultivado del noroeste (pampa ondulada) al mayoritariamente ganadero de la Cuenca baja del río Salado.

Las localidades de Bahía Blanca y Chasicó se encuentran dentro de la región del Complejo sierras bonaerenses, esta zona tiene aptitud para actividades agropecuarias, ya que en las Sierras de Tandil se desarrolla mayormente la agricultura y en Ventania, ganadería y agricultura. El clima es templado-frío y seco o subhúmedo seco, a veces con nevadas invernales, con variaciones en las precipitaciones.

Muestras

En las localidades de Mercedes, Roque Pérez, Junín y en la localidad de Chasicó, se colectaron 4 muestras de pozos de agua subterránea (profundidad promedio: 15 m) (Figura 1). Las muestras de agua fueron recolectadas de pozos activos, siendo representativas del agua subterránea de la que se abastecen los pobladores de las diferentes localidades. Las muestras fueron tomadas en botellas de polietileno, acidificadas con HNO_3 0,2 % v/v en el momento de la recolección (para preservar los analitos en solución) y luego, en el caso de presentar sólidos en suspensión, filtradas por filtros descartables de nitrocelulosa de 0,45 μm de diámetro de poro.

metro de poro.

Cuantificación de As

La concentración de As se determinó por espectroscopía de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES) (Método APHA, 3120 B). Para las localidades de Escobar y Bahía Blanca se utilizaron datos de la literatura. Las muestras en estas últimas localidades también eran de pozos activos de similares características a los analizados en este estudio y la medición de As se realizó de igual manera por medio de ICP-OES. En todos los casos los resultados se expresaron en $\mu\text{g/l}$.

Cálculos y análisis de resultados

Con los resultados obtenidos en las muestras



Figura 1. Sitios de muestreo.

de agua subterránea se planteó un modelo de análisis de riesgo sanitario utilizando los valores mínimos y máximos de concentración de As obtenidos en cada localidad. El riesgo se define como una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma, siendo esta última una medida de la "calidad y cantidad" del contacto entre

la sustancia y el organismo expuesto (USEPA 1989; 1992).

En este trabajo, el riesgo fue calculado determinísticamente. Se calculó el riesgo por efectos tóxicos carcinogénicos, por el mayor grado de importancia, basándose en los modelos de USEPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos), para los pobladores rura-

les de las diferentes localidades bonaerenses. La exposición crónica o subcrónica al As, debido a la ingesta diaria de agua se calculó por medio de la ecuación 1 (USEPA 1989).

Ecuación 1 $ADDI = C * Ir * EF * ED / BW * AT$

ADDI = dosis diaria promedio por ingesta (en mg/kg/día)
 C = concentración de la sustancia peligrosa en el agua (en mg/l)
 Ir = tasa de ingesta diaria del agua (en l/día)
 EF = frecuencia de la exposición (en d/año)
 ED = duración de la exposición (en años)
 Bw = peso corporal de la persona expuesta (en kg)
 AT = factores de corrección por tiempo promedio (duración estadística de la vida humana (70) * 365 días para sustancias carcinogénicas)

El cálculo del riesgo para la población, de desarrollar efectos tóxicos carcinogénicos debido al consumo de agua con As, se efectuó a partir del producto de ADDI por un valor referencial toxicológico, denominado Factor de Pendiente ($1,5 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$) (USEPA 1996; 1998), particular según la ruta de exposición, en este caso por ingesta de agua. Esta metodología, en realidad, calcula el exceso de riesgo individual por cáncer asumiendo una relación lineal entre las concentraciones de exposición y los efectos carcinogénicos (USEPA 1996; 2005). Se consideró como individuo expuesto a un poblador que durante toda su vida consumió agua de pozo de su localidad. La tasa de ingesta diaria considerada fue de 2 litros promedio para un adulto, la frecuencia de exposición de los po-

bladores comprendería los 365 días del año, la duración de la exposición considerada en este caso fue de 70 años en promedio y el peso de una persona expuesta promedio considerado fue de 60 kg (USEPA 1989; 2000; OMS 1995). Por otro lado, se exploró una asociación entre el riesgo por consumo de agua subterránea con As para los pobladores rurales, con una fuente adicional de exposición proveniente del alimento (consumo de pescado) en la localidad de Chasicó. Esto se realizó mediante la determinación del As en tejidos blandos del pez más consumido en la zona (*Odontesthes bonariensis*). El Lago Chasicó se encuentra ubicado en el sudoeste bonaerense. Posee una extensión de $50,3 \text{ km}^2$, siendo uno de los cuerpos de agua de mayor superficie de la provincia de Buenos Aires, y donde la especie comercial más importante es el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Se colectaron peces (N=15) en diferentes puntos del Lago (Figura 1) utilizando artes de pesca apropiados (trasmallos, espineles), se registró su longitud total (LT) y estándar (LS) en mm. La LT de los peces estuvo en el rango de 39,2-42,5 cm. Las muestras de tejidos (músculo e hígado) se sometieron a una digestión ácida, previa a la medición de As.

Resultados y discusión

Las concentraciones de As en agua subterránea en las diferentes zonas rurales bonaerenses analizadas estuvieron en el rango de $<10\text{--}170 \text{ }\mu\text{g/l}$ (Tabla 1). En todas las localidades, los niveles hallados superaron el nivel máximo

Tabla 1. Niveles de riesgo carcinogénico por ingesta de agua subterránea para los pobladores rurales bonaerenses, a partir de las concentraciones mínimas y máximas de As en agua de consumo.

Localidades (Zonas rurales)	Concentración de As ($\mu\text{g/l}$) Mínimo-Máximo	Niveles de riesgo carcinogénico Mínimo-Máximo
Escobar	11 – 90 ¹	$5,5 \cdot 10^{-4}$ – $4,5 \cdot 10^{-3}$
Mercedes	<10 – 55	$<5 \cdot 10^{-4}$ – $2,75 \cdot 10^{-3}$
Roque Pérez	<15 – 65	$<7,5 \cdot 10^{-4}$ – $3,25 \cdot 10^{-3}$
Junín	<10 – 140	$<5 \cdot 10^{-4}$ – $7,0 \cdot 10^{-3}$
Bahía Blanca	7 – 170 ²	$3,5 \cdot 10^{-4}$ – $8,5 \cdot 10^{-3}$
Chasicó	36 – 166	$1,8 \cdot 10^{-3}$ – $8,3 \cdot 10^{-3}$

¹Heredia y col. (2005); ²Paoloni y col. (2009).

permitido para consumo humano de agua potable, según el Código Alimentario Argentino (10 µg/l), aunque debido a modificaciones del mismo Código y según las nuevas resoluciones SAGyP 34/2012 y 50/2012 del Boletín Oficial de la República Argentina se establece un plazo de hasta cinco (5) años para alcanzar el valor límite mencionado. Es de destacar que en la localidad de Escobar el 76,5 % de los hogares utilizan agua de pozo, en Mercedes el 15 %, en Roque Pérez el 47,4 %, en Junín el 7 %, en Bahía Blanca el 1,27 % y en la localidad de Villarino el 17 %, que incluye a la totalidad de la población de Chasicó.

Los niveles de riesgo carcinogenético de los pobladores por ingesta de agua subterránea con As en las zonas rurales analizadas se encontraron en el rango de $3,5 \cdot 10^{-4}$ y $8,5 \cdot 10^{-3}$ (Tabla 1), similar a lo hallado por Paoloni y col. (2009), con un nivel de riesgo de $5 \cdot 10^{-3}$ - $1,5 \cdot 10^{-2}$, en el sur de La Pampa. En la localidad de Chasicó, los valores de As hallados estuvieron en el rango de 36-166 µg/l, mientras que los niveles de riesgo estuvieron comprendidos entre $1,8 \cdot 10^{-3}$ y $8,3 \cdot 10^{-3}$ (Tabla 1). El riesgo estimado por ingesta de agua subterránea en todas las localidades estudiadas supera el valor aceptado de riesgo individual máximo por exposición a sustancias carcinogénicas en agua de bebida (10^{-5}), el equivalente a un nuevo caso de cáncer asimilable a esa causa por cada 100000 habitantes, sugerido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 1998). Esto mismo se observó en Bangladesh (Anawar y col. 2003) con un nivel de riesgo de $1,5 \cdot 10^{-4}$ a $3,7 \cdot 10^{-1}$, que superaría ampliamente los niveles hallados en la Llanura pampeana. Los resultados muestran que en las poblaciones rurales de las diferentes áreas estudiadas existiría la posibilidad de que se produzcan efectos tóxicos debido a los niveles de riesgo estimados por las altas concentraciones de As en agua de bebida. Por tal motivo, deberían llevarse a cabo alternativas de gestión para que las fuentes de agua de consumo humano sean de buena calidad, implementando tecnologías de remoción de As apropiadas, y ofrecerlas así a las comunidades rurales expuestas, a fin de que tengan una forma sencilla, eficiente y de bajo costo para remover el arsénico. Para estas poblaciones rurales, se requiere que las autoridades de salud, ambiente y saneamiento planifiquen los servicios de aprovisionamiento de agua y, entre otras actividades, promuevan e intervengan en la ejecución de programas de

prevención y control de riesgos del consumo del agua de bebida con niveles de arsénico superiores a los recomendados. Los programas deben involucrar la participación conjunta de las autoridades, comunidad y sistemas locales de salud, logrando así una mayor concientización social, proponiendo la realización de estudios médicos para verificar la existencia de signos de hidroarsenismo en las poblaciones afectadas. En las localidades estudiadas, no se han encontrado registros médicos epidemiológicos de casos de hidroarsenismo crónico, hasta el momento.

En el agua del Lago Chasicó los valores de As hallados estuvieron en el rango de 58-413 µg/l. Las muestras de pejerreyes mostraron diferentes concentraciones de As en músculo e hígado. En músculo se encontraron concentraciones entre 0,29-8,41 µg/g y en hígado entre 0,24-8,98 µg/g (en peso seco). En aquellas áreas rurales donde el consumo de pescado es elevado y el agua del que provienen los peces tiene alta concentración de As, el riesgo por consumo podría ser importante. Según datos epidemiológicos recientes, el límite inferior de la dosis de referencia de As inorgánico que aumenta en un 0,5 % la incidencia de cáncer de pulmón se determinó en 3,0 µg/kg de peso corporal (210 µg en un adulto de 70 kg) por día (FAO/OMS, 2010). Según autoridades locales (período 2005-2010) la estimación del consumo de pescado es de 13,9 g/día para un adulto de 70 kg, por lo que por el consumo del *Odontesthes bonariensis* más contaminado (8,41 µg/g, en músculo), una persona recibiría alrededor de 117 µg de As por día, siendo menor al límite inferior antes mencionado.

Los resultados muestran que en general las concentraciones de As son mayores en hígado que en músculo, existiendo una gran variabilidad en todas las muestras estudiadas. La variabilidad presente también se evidencia al comparar diferentes especies en ambientes similares (Tabla 2), por lo que el grupo taxonómico (*Atherinidae*) al que pertenecen los pejerreyes, así como el tipo de ambiente que frecuentan no sería en principio un factor que pueda explicar la gran variabilidad. Esto podría ser explicado por otros factores como evolutivos, fisiológicos y de adaptación.

Conclusiones

Los niveles de riesgo por ingesta de agua subterránea para los pobladores rurales en todas las localidades bonaerenses estudiadas (Es-

Tabla 2. Concentración de As en músculo e hígado ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en diferentes especies de peces, expresado por valores de media \pm desvío estándar, según distintos autores.

Peces	Orden	Habitat	N° muestras	Media y Desvío		Autores	
				Músc	Híg		
<i>Puntius gonionotus</i>	Cypriniformes	dulce	6	0,223 \pm 0	-----	Al Rmali y col. 2005	
<i>Labeo calbasu</i>		dulce	¹ sin det.	9,3 \pm 0,1	6,1 \pm 0,31	Sha y col. 2008	
<i>Labeo rohita</i>		dulce	sin det.	7,6 \pm 0,31	9 \pm 0,11	Sha y col. 2008	
<i>Labeo gonius</i>		dulce	sin det.	2,1 \pm 0,31	10,9 \pm 0,12	Sha y col. 2008	
<i>Cirrhinus mrigata</i>		dulce	sin det.	2,2 \pm 0,21	8,8 \pm 0,05	Sha y col. 2008	
<i>Cirrhinus reba</i>		dulce	sin det.	2,7 \pm 0,11	9,7 \pm 0,03	Sha y col. 2008	
<i>Catla catla</i>		dulce	sin det.	15,2 \pm 0,25	3,9 \pm 0,18	Sha y col. 2008	
<i>Cyprinus carpio</i>		dulce	12	0,038 \pm 0,015	0,01 \pm 0,003	Has-Schön y col. 2006	
<i>Tinca tinca</i>		dulce	12	0,057 \pm 0,021	0,048 \pm 0,020	Has-Schön y col. 2006	
<i>Leuciscus svallize</i>		dulce	12	0,084 \pm 0,024	0,059 \pm 0,025	Has-Schön y col. 2006	
<i>Cyprinus carpio</i>		dulce	1	0,37 \pm 0,02	-----	Moretto y Cadore, 2004	
<i>Catastomus commersoni</i>		dulce	6	0,91 \pm 0,22	2,52 \pm 2,12	Rosemond y col. 2008	
<i>Jenynsia multidentata</i>		dulce	13	2,07 \pm 0,62	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Catastomus catastomus</i>		dulce	4	1,15 \pm 0,16	1,33 \pm 0,86	Rosemond y col. 2008	
<i>Harpadon nehereus</i>		Aulopiformes	salada	2	0,58 \pm 0,498	-----	Al Rmali y col. 2005
<i>Mystus gulio</i>	Siluriformes	dulce	sin det.	8,6 \pm 1,2	5,3 \pm 0,08	Sha y col. 2008	
<i>Mystus seenghara</i>		dulce	sin det.	12,1 \pm 0,37	5,0 \pm 0,13	Sha y col. 2008	
<i>Rita rita</i>		dulce	sin det.	7,48 \pm 0,31	11,2 \pm 0,37	Sha y col. 2009	
<i>Wallago attu</i>		dulce	sin det.	2,11 \pm 0,31	7,3 \pm 0,31	Sha y col. 2009	
<i>Ompok bimaculatus</i>		dulce	sin det.	4,42 \pm 0,30	9,61 \pm 0,14	Sha y col. 2009	
<i>Ompok pabda</i>		dulce	sin det.	10,3 \pm 0,11	1,4 \pm 0,68	Sha y col. 2009)	
<i>Rhamdia quelen</i>		dulce	8	1,53 \pm 0,89	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Pimelodella laticeps</i>		dulce	5	3,55 \pm 1,002	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Heteropneustes fossilis</i>			eurihalino	sin det.	8,63 \pm 1,2	1,2 \pm 0,25	Sha y col. 2009
Tilapia		Perciformes	eurihalino	4	4,81 \pm 0,11	-----	Moretto y Cadore, 2004
<i>Oreochromis mossambicus</i>	eurihalino		sin det.	2,4 \pm 0,30	9,6 \pm 0,14	Sha y col. 2008	
<i>Stizostedion vitreum</i>	dulce		8	0,57 \pm 0,19	1,22 \pm 0,35	Rosemond y col. 2008	
<i>Channa striata</i>	dulce		sin det.	11,1 \pm 0,25	12,3 \pm 0,81	Sha y col. 2009	
<i>Channa marulius</i>	dulce		sin det.	14,1 \pm 0,37	12,5 \pm 0,2	Sha y col. 2009	
<i>Glossogobius giuris</i>	eurihalino		sin det.	3,01 \pm 0,31	10,9 \pm 0,12	Sha y col. 2009	
<i>Coregonus clupeaformis</i>	Salmoniformes		eurihalino	8	0,77 \pm 0,57	1,07 \pm 0,58	Rosemond y col. 2008
<i>Salmo trutta</i>			eurihalino	22	1,45 \pm 0,51	6,52 \pm 1,02	Culicoli y col. 2009
<i>Notopterus notopterus</i>	Osteoglossiformes		dulce	sin det.	2,70 \pm 0,11	9,70 \pm 0,03	Sha y col. 2009
<i>Notopterus chitala</i>			eurihalino	sin det.	3,12 \pm 0,09	9,42 \pm 0,05	Sha y col. 2009
<i>Mastacembelus armatus</i>	Synbranchiformes	dulce	sin det.	3,1 \pm 0,09	9,4 \pm 0,05	Sha y col. 2009	
<i>Mugil cephalus</i>	Mugiliformes	eurihalino	12	0,309 \pm 0,048	0,227 \pm 0,052	Has-Schön y col. 2006	
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguiliformes	eurihalino	12	0,101 \pm 0,012	0,068 \pm 0,015	Has-Schön y col. 2006	
Pacú	Characiforme	dulce	3	0,7 \pm 0,02	-----	Moretto y Cadore 2004	
<i>Bryconamericus iheringii</i>		dulce	6	1,06 \pm 0,38	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Oligosarcus jensynsii</i>		dulce	13	1,27 \pm 0,43	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Astryanax eigenmanniorum</i>		dulce	6	1,91 \pm 0,32	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Cheirodon interruptus</i>		dulce	7	2,76 \pm 1,39	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Cyphocharax voga</i>		dulce	5	1,53 \pm 0,76	-----	Rosso y col. 2012	
<i>Esox lucius</i>		Esiciforme	dulce	8	0,97 \pm 0,54	0,42 \pm 0,13	Rosemond y col. 2008
<i>Odontesthes bonariensis</i>		Atheriniforme	eurihalino	15	3,037 \pm 0,87	4,168 \pm 0,53	Este trabajo

¹N=100 (peces totales sin especificar)

cobar, Mercedes, Roque Pérez, Junín, Bahía Blanca y la localidad de Chasicó) fueron superiores al límite propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para sustancias carcinogénicas. En la localidad de Chasicó, donde la dieta de los pobladores se basa mayormente en el consumo de pejerrey, el aporte al riesgo podría verse incrementado.

Respecto al resto de las localidades estudiadas, donde el aporte del alimento no fue considerado, es importante realizar estudios relativos a la concentración de As en el alimento a fin de estimar el riesgo por consumo.

Agradecimientos: al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Universidad de Buenos Aires y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

(ANPCYT), por el financiamiento de este trabajo.

Bibliografía citada

Al Rmalli S.W., Harris P.I., Harrington C.F., Ayub, M. A survey of arsenic in foodstuffs on sale in the United Kingdom and imported from Bangladesh. *Science of the Total Environment*. 2005;337:23–30.

American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th edition. American Public Health Association, Washington, 1995.

Anawar M.H, Akai J., Kaori K., Hiroshi T., Takahito Y., Toshio I., Syed S., Kikuo K. Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes. *Journal of Geochemical Exploration*. 2003;77(2–3):109-131.

Bundschuh J., Pérez Carrera A., Litter M. Distribución del arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. Argentina. Editorial CYTED, 2008.

Código Alimentario Argentino (CAA), Artículo 982 (Resolución Conjunta SPRyRS y SAGPyA 68/2007 y 196/2007). Capítulo XII. Agua Potable. Bebidas hídricas, agua y agua gasificada.

Código Alimentario Argentino (CAA). Boletín Oficial de la República Argentina. Res. 50/2012 SAGyP, conjunta con 34/2012. Modificación de los artículos 982 y 983.

Culioli J.L, Calendini S., Mori C., Orsini A. Arsenic accumulation in a freshwater fish living in a contaminated river of Corsica, France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2009; 72: 1440–1445.

Cuzick J., Harris R., Mortimer P.S. Palmar keratoses and cancers of the bladder and lung. *The Lancet*. 1984; 1(8376):530-533.

Cuzick J., Sasieni P., Evans S. Ingested arsenic, keratoses and bladder cancer. *American Journal of Epidemiology*. 1992; 136(4): 417-421.

Fernández Cirelli A., Puntoriero M.L., Volpedo A.V. Origin of Arsenic in Surface Water in the Southern Extreme of the Chaco-Pampean Region, Argentina. *Facts and Speculations*. 11^o International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 2011. Florencia, Italia.

Galindo G., Herrero M.A., Korol S., Fernández Cirelli, A. Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics. *Water International*. 2004;29(1):81-91.

Has-Schön E., Bogut I., Strelec I. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). *Archives Environmental Contamination Toxicology*. 2006;50:545-551.

Heredia O., Prado L., Piazza V., Paupy L., Fernández Cirelli A. Caracterización del recurso hídrico subterráneo en Escobar, Provincia de Buenos Aires, Argentina. V Seminario Internacional CYTED-XVII. 2005, Buenos Aires. Actas:51. Comunicación oral.

Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INDEC). 2010. [en línea]. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. [Consulta: mayo 2012]. Disponible en: www.censo2010.indec.gov.ar

Moreto A.L., Cadore S. Determination of arsenic in food samples by hydride generation-atomic absorption spectrometry. *Microchimica Acta*. 1994;146:239-244.

Nicolli H., Blanco M., Paoloni J. Fiorentino C. Ambientes afectados por el arsénico. En: Bundschuh J., Pérez Carrera A., Litter M., editores. Distribución del arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. Argentina: Editorial CYTED. 2008. p. 49-55.

Organización Mundial de la Salud (OMS). Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen 1. Recomendaciones, 1995.

Paoloni J., Sequeira M., Espósito M., Fiorentino C., Blanco M. Arsenic in water resources of the Southern Pampa Plains, Argentina. *Journal and Environmental and Public Health*. 2009.

Pérez Carrera A., Fernández Cirelli A. Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina). *Revista de Investigación Veterinaria*. 2004;6(1):51-59.

Rosemond S., Vie Q., Liber K. Arsenic concentration and speciation in five freshwater fish

species from Back Bay near Yellowknife, NT, Canada. Environmental Monitoring and Assessment. 2008.

Rosso J.J., Schenone N., Pérez Carrera A., Fernández Cirelli, A. Concentration of arsenic in water, sediments and fish species from naturally contaminated rivers. Environmental Geochemistry and Health. 2012.

Rosso J.J., Troncoso J.J., Fernández Cirelli A. Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of Pampa Plain, Argentina. Bull Environmental Contamination Toxicology. 2011;86:129-132.

Schenone N., Volpedo A.V., Fernández Cirelli A. Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. Wetland Ecology and Management. 2007;15:303-310.

Sha A.Q., Kazi T.G., Arain M.B., Baig J.A., Afridi H.I., Kandhro G.A., Khan S., Jamali M.K. Hazardous impact of arsenic on tissues of same fish species collected from two ecosystem. Journal of Hazardous Materials. 2009; 167: 511-515.

Sha A.Q., Kazi T.G., Arain M.B., Jamali M.K., Afridi H.I., Nusrat Jalbani N., Baig J.A., Kandhro G.A. Accumulation of arsenic in different fresh water fish species—potential contribution to high arsenic intakes. Food Chemistry. 2008;112:520–524.

Smedley P.L., Nicolli H.B., Macdonald D.M.J., Barros A.J., Tullio J.O. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. Applied Geochemistry. 2002;17:259–284.

Smedley P.L., Kinniburgh D.G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry. 2002;17:517-568.

Tseng W.P., Chu H.M., How S.W., Fong J.M., Lin C.S., Yen S. Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. Journal of the National Cancer Institute. 1968;40(3):453-463.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2. Integrated Risk Information System (IRIS), 1998. 0278.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Guidelines for exposure assessment. Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, 1992. Washington (DC): EPA/600/Z-92/001.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Guidelines for carcinogen risk assessment. Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, 2005. Washington (DC): EPA/630/P-03/001F.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Human health risk assessment bulletins. [en línea]. Supplement RAGS. Environmental Protection Agency. Office of Health Assessment, 2000. [Consulta 1 de mayo de 2012]. Disponible en: <http://www.epa.gov/region4/waste/ots/healthbul.htm>.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, 1996. Washington (DC): EPA/600/P-92/003C.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Risk assessment guidance for superfund. Volume1: Human Health Evaluation Manual. Part A. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response, 1989. Washington (DC): EPA/540/1-89/002.

Volpedo A.V., Puntoriero M.L., Fernández Cirelli A. Riesgo potencial de las altas concentraciones de arsénico en el Lago Chasicó (Buenos Aires, Argentina). VII Congreso de Medio Ambiente de AUGM, 2012. [en línea]. La Plata, Argentina. [Consulta: 20 de abril de 2014]. Disponible en: <http://www.congresos.unlp.edu.ar/index.php/CCMA/7CCMA/paper/viewFile/908/207>