

EL ARSÉNICO: DEL AGUA A LOS ALIMENTOS

Palabras clave: arsénico, agua, alimentos.
Key words: arsenic, water, food.

Definido como rey de los venenos o el “veneno de los reyes”, el arsénico (As) es uno de los elementos más ampliamente distribuidos en el ambiente. Su origen está asociado con diferentes ambientes geológicos o con actividades antrópicas. En Argentina se han hallado niveles elevados de As en agua subterránea y en agua superficial en diferentes regiones del país. Estas fuentes de agua son importantes tanto para el consumo de la población como de los animales. En la actualidad el As ha sido reconocido como uno de los elementos de mayor toxicidad especialmente por exposición crónica a través del agua de bebida o los alimentos. La presencia de As en los alimentos puede constituir una fuente de exposición importante para el ser humano, incluso mayor que el agua de bebida. La concentración de As en el alimento es variable, los alimentos de origen animal y vegetal presentan, en general, un contenido de As que varía entre 0,1 y 0,9 µg/g. El consumo total de As dependerá entonces de su concentración en el alimento y del porcentaje que éste representa en la dieta. En este artículo se presentan los principales resultados de estudios realizados para conocer el impacto de la presencia de As en agua sobre la calidad de los alimentos.

**A. Pérez Carrera, A.V. Volpedo
y A. Fernández Cirelli***

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-CONICET-UBA) y Centro de Estudios Transdisciplinarios del AGUA (CETA-UBA).
Facultad de Ciencias Veterinarias. Av. Chorroarín 280 (1427). Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

*afcirelli@fvet.uba.ar

Defined as the king of poisons or "poison of kings", arsenic (As) is one of the most widely distributed elements in the environment. Its origin is associated with different geological environments or human activities. In Argentina, different studies have reported elevated levels of As in groundwater and surface water in different regions. These water sources are important for human and animal consumption. At present As has been recognized as one of the most toxic elements, specially through chronic exposure from drinking water or food. The presence of As in food can be a major source of exposure for humans, even greater than drinking water. The concentration of As in food is variable, in different foodstuffs As content range between 0.1 and 0.9 µg/g. Total As consumption depends on its concentration in food and the percentage it represents in the diet. In this article we summarize the main results of studies conducted to assess the impact of arsenic in water on food quality.

Definido como el rey de los venenos o el “veneno de los reyes”, el arsénico (As) es uno de los elementos más ampliamente distribuidos en el ambiente. Se encuentra en diferentes regiones del planeta, siendo sus niveles menores en aguas superficiales (mares: valor promedio: 1,5 µg/L; ríos y lagos: < 0,8 µg/L) y más elevados en aguas subterráneas (<0,5 - 5000 µg/L). Su origen está asociado con la presencia de este elemento en ambientes geológicos diferentes: formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, sistemas hidrotermales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias etc., mientras que diferentes actividades humanas, especialmente la minería, la fundición de metales, la

utilización del arsénico como conservante de la madera, en formulas de biocidas, etc., han determinado su aparición en concentraciones elevadas en el ambiente (Smedley and Kinniburgh, 2002).

A nivel mundial, los estudios de la presencia y distribución del As en agua subterránea se han desarrollado desde los últimos cincuenta años, especialmente en regiones densamente pobladas en India, Afganistán, Pakistán, Bangladesh, China, entre otros. En Argentina la presencia de niveles elevados de As en agua subterránea en diferentes regiones del país fue reportada por diferentes autores (Nicolli et al. 2010, 2012, Galindo et al., 2004; Pérez

Carrera y Fernández Cirelli, 2007; Paoloni et al., 2009; Bundschuh, et al., 2012-a) que han asociado su origen con la actividad volcánica en la Cordillera de Los Andes, que tuvo como consecuencia la aparición de terrenos arseníferos.

La presencia de As en agua superficial en Argentina fue reportada recientemente en diferentes cuerpos de agua lóticos y lénticos de la llanura pampeana (Schenone et al., 2007; Rosso et al., 2011 a y b, Puntoriero et al., 2014 a, b, 2015). Es posible que el origen del mismo en las lagunas pampásicas se deba a la interrelación existente entre el agua subterránea y el agua superficial de dichas lagunas, ya que el caudal

de base de las mismas proviene del agua subterránea (Fernández Cirelli y Miretzky, 2004).

La llanura Chaco-pampeana ha sido considerada como la región más ampliamente afectada, a nivel mundial, por la presencia de arsénico en el agua subterránea principalmente. La región donde se ha descrito esta problemática abarca un área aproximada 1×10^6 km² (Smedley y Kinniburgh, 2002). Coincidentemente, esta región es, además, una de las áreas de producción agropecuaria más importante del mundo.

Desde el punto de vista toxicológico, el As es conocido desde la antigüedad. Aparecen registros de

su utilización en compuestos medicinales en la literatura griega y romana; también los árabes utilizaban compuestos arsenicales para tratar diferentes afecciones. Más adelante en el tiempo, el As fue un protagonista fundamental de la historia de la edad media, especialmente cuando las personas querían heredar anticipadamente los bienes familiares por lo que recibió el nombre de “*polvo de sucesión*”. Su uso como veneno disminuyó cuando aproximadamente en 1836, James Marsh, un químico de origen británico, desarrolló un método para determinar As en pequeñas cantidades

En la actualidad el As ha sido reconocido como uno de los elemen-

tos de mayor toxicidad. Es responsable de varias afecciones a la salud humana por exposición crónica a través del agua de bebida o los alimentos (Bundschuh et al., 2012-b). En Argentina, cobra importancia el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), enfermedad producida por la ingesta de dosis variables de As durante largos períodos de tiempo. Esta enfermedad fue descubierta hace más de cien años en la Ciudad de Bell Ville (Córdoba) (Goyenechea, 1917; Ayerza, 1918). Se manifiesta principalmente por alteraciones dermatológicas como melanodermia, leucodermia o queratosis palmoplantar, evolucionando hacia patologías más graves como distintos tipos de cáncer (Bundschuh

Cuadro 1: “De reyes y artistas”.

En la Edad media, el arsénico era utilizado como un poderoso veneno, de hecho se lo conocía como «rey de los venenos» o el «veneno de los reyes», por su potencia y al mismo tiempo, discreción con la que podía ser administrado. El arsénico era el veneno preferido por las poderosas familias de los Medici y los Borgia para erradicar a sus rivales. Por ejemplo, el Gran duque Francesco I di Medici y su mujer, Blanca Cappello en 1587 a quienes se creía muertos intempestivamente de malaria, se confirmó recientemente que fueron envenenados con arsénico, heredando sus tierras su hermano el cardenal Fernando I (1549-1609). Esto lo determinó un equipo encabezado por Francesco Mari, de la Universidad de Florencia, quienes encontraron altos niveles de arsénico en restos de órganos.

El arsénico es probablemente el veneno más conocido en la literatura. Así como el romántico personaje de Gustave Flaubert, *Madamme Bovary* (1857) ingiere arsénico desesperada, y se somete a una muerte lenta y dolorosa, también los escritores como la inglesa Jane Austen que escribió “*Orgullo y Prejuicio*” (1813) se confirmó que murieron envenenados con arsénico.

Otra gran controversia, aún sin resolver, asociada con el arsénico es la muerte de Napoleón Bonaparte que falleció a los 51 años de edad un 5 de mayo de 1821. Estudios recientes de cabello de Bonaparte, revelan un contenido de arsénico muy por encima de lo normal. Existen dos hipótesis al respecto, a) la inhalación crónica de arsénico a partir del pigmento verde del papel tapiz que cubría la casa en donde estuvo arraigado en Santa Helena; éste contenía arseniuro de cobre, más conocido como verde de Scheele. b) por envenenamiento; otros investigadores aseguran que el arsénico le fue administrado por su asistente, el conde Montholon, quien, pese a aparentar serle leal siempre, según algunos historiadores, tenía el encargo de Luis XVIII de impedir su regreso a Francia.



El arsénico también se piensa fue el causante del envenenamiento crónico que podrían haber sufrido varios pintores impresionistas por el uso del verde de París, un pigmento que contiene un compuesto de cobre y arsénico.

Figura 1. Hugo Scheele (1881-1960) , Picking lemons, Corfu.

et al., 2012-b).

El tiempo que tarda en manifestarse el HACRE es variable y está relacionado con el estado de salud de la persona, la sensibilidad individual, el estado nutricional, la ingesta diaria, la concentración de As en el agua de consumo y el tiempo de exposición (Biagini et al., 1995). Generalmente transcurren varios años hasta la aparición de los signos clínicos.

Se estima que en Argentina, la población expuesta al consumo de agua con elevado contenido de As, es de 2.000.000 de habitantes (considerando el límite de 10 µg/l propuesto por la Organización Mundial de la Salud). Hasta ahora las investigaciones realizadas han relacionado el HACRE con los niveles de As total en el agua de bebida, pero no existen estudios sistemáticos respecto del contenido en alimentos. Además son escasos los estudios sobre la relación de este elemento en agua y suelo y su biotransferencia a los alimentos.

En los últimos años estudios realizados por nuestro grupo de investigación han determinado la presencia de As en alimentos animales de origen bovino (carne, lácteos) y órganos de peces comerciales. La presencia del As en estos alimentos sumado a la existencia de As en agua subterránea consumida en algunas zonas del país, podrían ser una fuente importante de incorporación de este tóxico en forma crónica para la población. Es por esto que la biotransferencia del As a la cadena alimentaria es tan importante para la salud pública.

La toxicidad del As presente en los alimentos depende de las formas químicas en que se encuentra dicho elemento, siendo las formas inorgánicas, As(III) y As(V), las que

tradicionalmente se han considerado como las de mayor toxicidad. Estudios actuales demuestran que algunos compuestos orgánicos intermediarios productos de su metabolismo podrían presentar una toxicidad comparable o superior.

■¿PODEMOS TOMAR LECHE DE VACAS QUE VIVEN EN ZONAS CON ARSÉNICO?

La presencia de As en los alimentos puede constituir una fuente de exposición importante para el ser humano, incluso mayor que el agua de bebida. La concentración de As en el alimento es variable, los alimentos de origen animal y vegetal presentan, en general, un contenido de As que varía entre 0,1 y 0,9 mg/g (Cervera et al., 1994). El consumo total de As dependerá entonces, de su concentración en el alimento y del porcentaje que éste representa en la dieta.

La leche bovina y los productos cárnicos constituyen una parte fundamental de la dieta del hombre. Sin embargo, en algunos casos, puede producirse la acumulación de determinados elementos traza en tejidos animales destinados al consumo humano en concentraciones que pueden afectar la salud. De esta manera, cuando se fijan los niveles máximos de tolerancia para un determinado elemento debe considerarse, además del posible impacto sobre la salud animal, los efectos nocivos sobre los consumidores.

En el año 2002 iniciamos trabajos en el sudeste de la provincia de Córdoba, una de las regiones de Argentina más afectadas por la presencia de As en el agua subterránea. Se estudió la calidad del agua para bebida animal en los sistemas de producción lechera. Nuestro equipo de investigación analizó también la concentración de As en las muestras

de leche cruda encontrando valores variables entre 0,21 y 10,6 ng/g. De acuerdo con los resultados obtenidos, la concentración de arsénico en aproximadamente la mitad de las muestras analizadas estuvo por debajo de los 2,5 ng/g, mientras que en el 85% de las muestras fue menor que 5,5 ng/g. Los niveles de concentración de As hallados en leche bovina fueron en todos los casos considerablemente menores que los encontrados en el agua de bebida de los establecimientos estudiados (Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2005, 2007). Este hecho sugiere que en la vaca, al igual que en el hombre, la leche no constituye una vía importante de eliminación de As. Hasta el momento los resultados obtenidos nos indican que aunque las vacas vivan en zonas con As en el agua subterránea y consuman dicha agua, la leche producida por las mismas no representa un peligro para la población.

■¿Y QUÉ PASA CON LA CARNE DE VACA, PODEMOS COMER LA CARNE?

Los tejidos de bovinos donde se han registrado habitualmente las mayores concentraciones de As son hígado y riñón (Tabla 1). La acumulación de As en estos tejidos puede representar un riesgo para el consumidor. Sin embargo, en el músculo y glándula mamaria, las concentraciones son muy bajas, debajo del límite de detección de la técnica que utilizamos para determinarlo (espectrometría de emisión atómica).

En las muestras analizadas la concentración de As estuvo, en todos los casos, por debajo del límite máximo admisible propuesto por el Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene en Alimentos. Los resultados obtenidos para hígado y riñón son comparables a los niveles hallados en ganado bovino en otras

Tabla 1. Concentración de As total en las muestras de tejido analizadas.

Tejido	Mínimo	Máximo	Límites máximos admisibles*
Riñón (ng/g)	24,0	73,2	1000 ng/g
Hígado (ng/g)	27,0	46,5	1000 ng/g
Músculo (µg/g)	< 0,5***	< 0,5***	500 ng/g
G. Mamaria (µg/g)	< 0,5***	< 0,5***	sin límite

*** Límite de detección de la técnica utilizada

* Plan nacional de Control de Residuos e Higiene en Alimentos (CREHA - SENASA)

regiones del mundo.

En ganado bovino, los niveles de As en hígado informado por diferentes autores está entre 10 y 50 ng/g y en riñón entre <15 a 106 ng/g (Pérez Carrera et al., 2010). Las concentraciones halladas en hígado y riñón en vacas que habitan zonas con As en nuestro país son similares a los valores informados en ganado expuesto al As en Canadá por Salisbury et al (1991), en los Países Bajos por Vos et al (1987), en Australia por Kramer et al (1983) y en Galicia por López

Alonso et al (2000).

■ ¿PODEMOS COMER LOS PECES QUE PESCAMOS EN LAS LAGUNAS PAMPÁSICAS?

Los peces de agua dulce de mayor importancia para el consumo en Argentina son el sábalo (*Prochilodus lineatus*) y el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) (Figura 2).

El sábalo es la primera especie de importancia comercial cuya captura se ha incrementado a fines de la dé-

cada del 90 (Volpedo, 2014) con un máximo de 36.000 toneladas en el año 2004. A fines de 2006, la aplicación de las medidas restrictivas en la exportación de este recurso conllevó a la disminución de la captura a 27.505 toneladas, lo que paulatinamente fue decreciendo hasta 2012 donde se registraron 12.148 toneladas (MINAGRI, 2014). En esta especie, Schenone y colaboradores (2014), detectaron As en músculo ($0,27 \pm 0,06$ mg/kg de peso seco).

El pejerrey, que es la segunda especie de importancia comercial de agua dulce, está distribuido en la mayoría de los cuerpos de agua (ríos, arroyos, lagunas y embalses de la llanura Chaco-Pampeana, Figura 3) (Tombari y Volpedo, 2008; Avigliano et al, 2013).

Esta especie es consumida en el mercado interno y externo. Se lo exporta a Europa (Italia, Holanda, Ucrania), a Rusia y a Estados Unidos (MINAGRI, 2014).

Diferentes autores han determinado la concentración de As en músculo de pejerreyes provenientes de distintos cuerpos de agua (Río de la Plata, Laguna Adela, Laguna Barrancas, el Lago Chasicó, Río Quequén Salado) (Tabla 2).

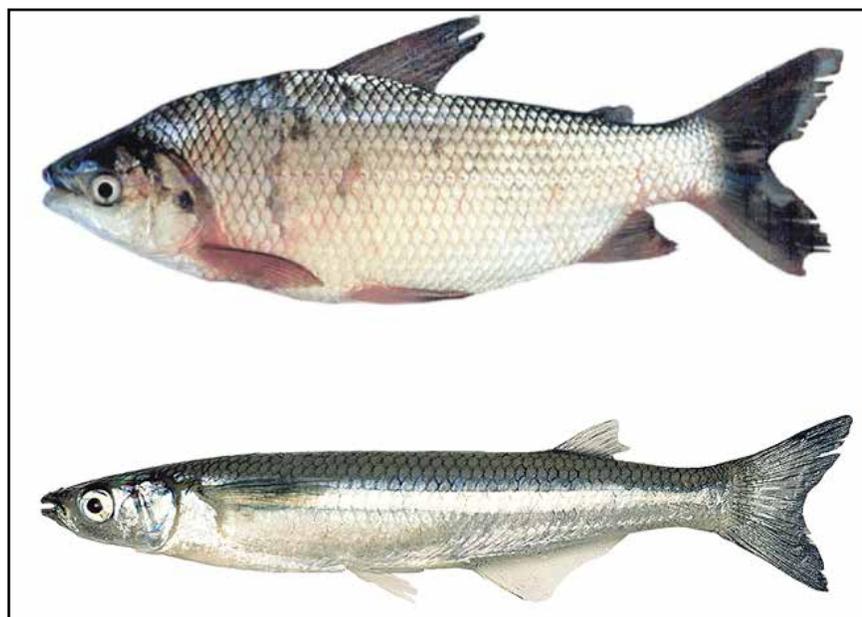


Figura 2. Sábalo (*Prochilodus lineatus*) y pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).

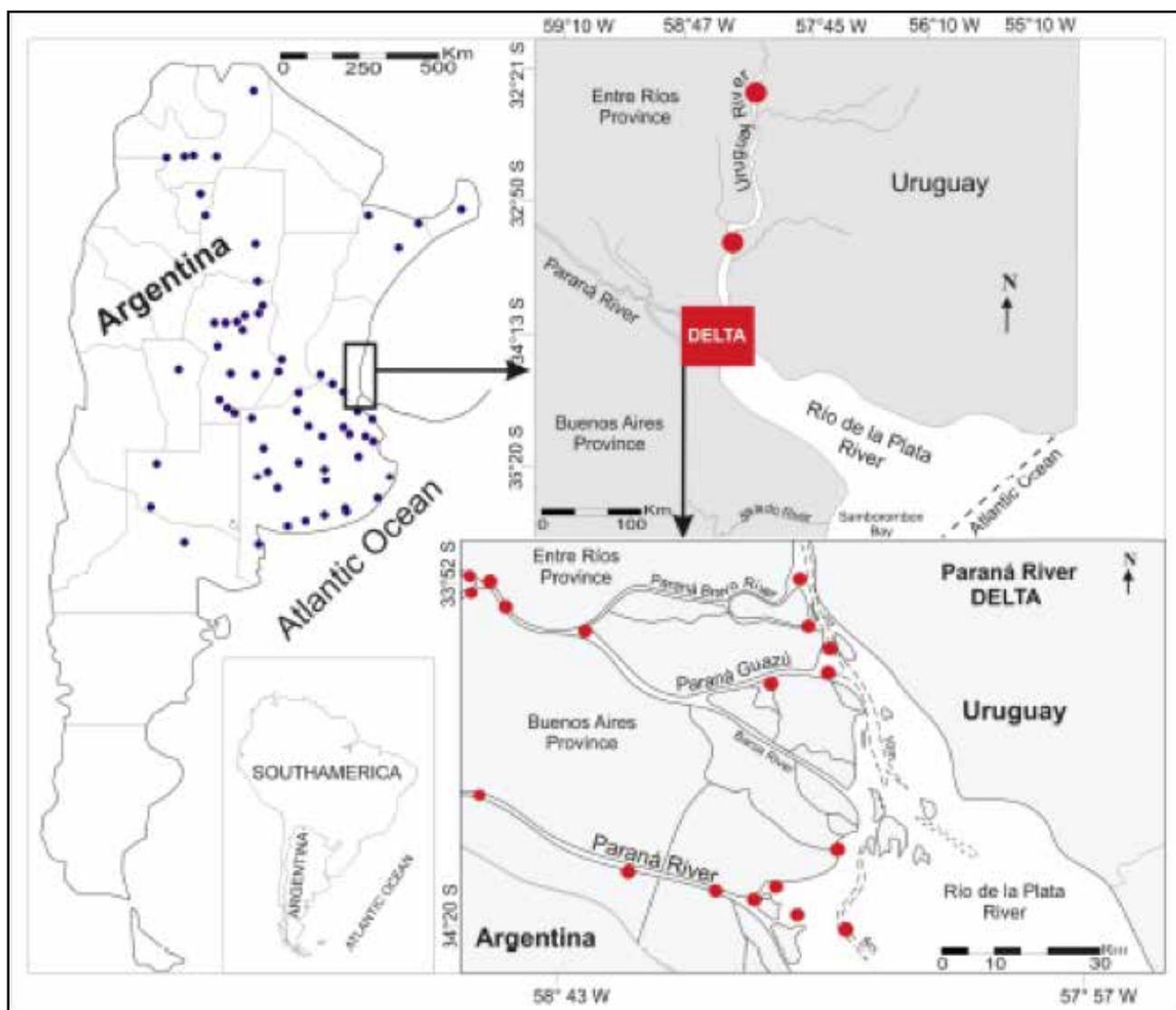


Figura 3. Distribución del pejerrey en la mayoría de los cuerpos de la llanura Chaco-Pampeana, (Avigliano et al., 2013).

Tabla 2. Concentraciones de arsénico en agua y en peces de diferentes ecosistemas acuáticos.

	Concentración de As en musculo (mg/kg)	Concentración de As en agua (µg/L)	Referencia
Río de la Plata	0,03 ± 0,03	3,9	Avigliano y col., 2015
Laguna de Adela	0,05 ± 0,08	28,4	
Laguna de Barrancas	0,04 ± 0,05	42,9	
Lago Chasicó	0,08 ± 0,07	367	Puntoriero y col., 2014
Lago Chasicó	0,03 ± 0,01	195 - 413	
Arroyo Chasicó		96 - 172	Puntoriero y col., 2015 a, b
Río Quequén Salado	1,23		Rosso y col., 2013

Los valores de As determinados en músculo de peces (Tabla 2) son en su mayoría inferiores a los máximos recomendados por el Código Alimentario Argentino (1 mg/kg). Además, si bien estos autores determinan la presencia de As en peces nativos, se sabe que este elemento está presente principalmente como especies orgánicas. Las especies orgánicas del As son menos tóxicas que las inorgánicas (Mohri y colaboradores 1990), por lo tanto, los niveles hallados en músculo de peces no resultarían peligrosos para consumo humano.

El agua y el alimento son las principales fuentes de ingreso del As a los peces. Las concentraciones de As en agua superficial en diferentes cuerpos de agua de Argentina fueron estudiadas en la última década (Schenone et al., 2007; Rosso et al., 2011; 2013, Puntoriero et al., 2013, 2014, 2015).

La concentración de As hallada en el agua del Lago Chasicó fue la más alta (Tabla 2), superando los 15 µg/L recomendados por el nivel guía de protección para la biota acuática sugeridos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación y por las normas canadienses CCME (2014) (5µg/L).

La relación entre la concentración de As del agua y de los diferentes tejidos de peces está influenciada por múltiples factores. Algunos de estos son factores ambientales relacionados con aspectos químicos, como la biodisponibilidad del As en el agua, su especiación, los parámetros fisicoquímicos del agua; y otros son aspectos bioecológicos vinculados con la especie (como la fisiología, metabolismo y procesos detoxificantes, la historia de vida evolutiva de la especie, el tipo de presas de las que se alimenta, sus patrones de desplazamientos migratorios, entre

otros).

Esta relación no es directa y presenta una gran variabilidad interespecífica, por lo que los resultados hallados para una determinada especie no podrían ser aplicados a otra especie. En líneas generales, esta variabilidad de las concentraciones de As en músculo de las diferentes especies de peces también se presenta en peces marinos. De Gieter y colaboradores (2002) hallaron en 25 especies de peces marinos del Mar del Norte importantes diferencias en las concentraciones de As determinadas. El análisis de los resultados de estos autores evidencia que los mayores valores de As en músculo lo presentaban las especies asociadas al fondo marino como lenguados y rayas.

■¿EL CONTENIDO DE AS EN AGUA SE REFLEJA EN LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL?

La presencia de contaminantes en alimentos implica diversos riesgos para la salud humana, en consecuencia, es un área de investigación que ha recibido atención durante los últimos años. Los contaminantes principalmente identificados en los alimentos son de naturaleza microbiológica o química, en este último caso, como consecuencia del uso incorrecto de medicamentos veterinarios o biocidas; o producto de la contaminación ambiental relacionada con compuestos orgánicos o elementos traza inorgánicos.

En el caso del As, puede provenir del agua de consumo o del alimento con la posibilidad de que los animales puedan bioacumularlo en tejidos o excretarlo a través de heces y orina. Su movilidad en el ambiente está relacionada con diversos parámetros relativos a la composición química del agua y condiciones climáticas entre otras.

La presencia de este elemento, en agua de bebida, suelo y forraje, su impacto sobre la producción ganadera y la transferencia a la cadena agroalimentaria es una problemática que está siendo estudiada en distintas regiones del mundo y es fundamental a la hora de analizar la calidad de los agroalimentos.

En ambientes marinos, distintos autores han informado la transferencia y bioacumulación de As en peces y algas comestibles.

Por otra parte, la mayoría de los trabajos publicados indican que la transferencia de As desde el agua de bebida hacia los alimentos de origen animal es baja, a pesar que los niveles en la dieta, especialmente el agua de bebida, sean elevados.

Mirando hacia el futuro, se plantean muchos desafíos vinculados con este tema, el metabolismo del As en las especies de producción, las formas de excreción, las especies arsenicales presentes en los alimentos y los estudios epidemiológicos relacionados son algunos de ellos.

En definitiva, la transferencia del As hacia los agroalimentos es baja y aunque aún hay muchos interrogantes por responder, sigamos disfrutando del asado y las paellas.

■ GLOSARIO

Léntico: Los ambientes lénticos son cuerpos de agua cerrados que permanecen en un mismo lugar sin correr ni fluir. Comprenden todas las aguas interiores que no presentan corriente continua; es decir, aguas estancadas sin ningún flujo de corriente, como los lagos, las lagunas, los esteros y los pantanos.

Lótico: El adjetivo lótico se refiere al agua fluvial, del Latín *lotus*, participio pasado de *lavere*, lavar. Los eco-

sistemas lóticos pueden contrastarse con los ecosistemas lénticos. Las aguas lóticas pueden tener diversas formas, del venero con unos cuantos centímetros a los grandes ríos con un cauce de varios kilómetros de ancho.

■ BIBLIOGRAFÍA

- Avigliano E, Schenone NF, Volpedo A, Goessler W, Fernández Cirelli A. (2015). Heavy metals and trace elements in muscle of Silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): Aquatic pollution and consumption effect approach. *Sci Total Environ* 506-507: 102-108.
- Avigliano E, Tombari A, Volpedo A. (2013). Fish, Atherinopsidae, Atheriniformes, *Odontesthes bonariensis* Valenciennes, 1835. New records for the Plata Basin, Argentina. *Check List* 9: 640-664.
- Ayerza A. (1918). Arsenicismo regional endémico (keratodermia y melanodermia combinadas). *Boletín de la Academia Nacional de Medicina* 1: 11-41.
- Biagini R, Salvador M, Querio R, Torres Soruco C, Biagini M, Diez Barrantes A. (1995). HACRE: Casos diagnosticados en el período 1972-1993. *Archivo Argentino de Dermatología* 45: 47-52.
- Bundschuh J, Litter MI, Parvez F, Román-Ross G, Nicolli HB, Jean JS, Liu CW, López D, Armienta MA, Guilherme LR, Cuevas AG, Cornejo L, Cumbal L, Toujaguez R. (2012-a). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Sci Total Environ*: 429: 2-35.
- Bundschuh J, Nath B, Bhattacharya P, Liu CW, Armienta MA, Moreno López MV, Lopez DL, Jean JS, Cornejo L, Lauer Macedo LF, Filho AT. (2012-b). Arsenic in the human food chain: the Latin American perspective. *Sci Total Environ* 429: 92-106.
- CAA (Código Alimentario Argentino). Actualizado 2007.
- CCME Canadian Environmental Quality Guidelines. (2014). http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html
- Cervera M, López, J, Montoro R. (1994). Arsenic content of Spanish cows' milk determined by dry ashing hydride generation atomic absorption spectrometry. *J Dairy Res* 61: 83-89.
- De Gieter M., Leermakers M., Van Ryssen R., Noyen J, Goeyens L, Baeyens W. (2002). Total and toxic arsenic levels in North Sea fish. *Arch Environ Contam Toxicol* 43: 406-417.
- Fernández Cirelli A, Miretzky P. (2004). Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quat Int* 114: 113-121.
- Galindo G, Herrero MA, Korol S, Fernández Cirelli A. (2004). Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics. *Water Int* 29: 81-91.
- Goyenechea M. (1917). Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell-Ville. *Rev Med de Rosario* 7: 485.
- Kramer H, Steiner J, Vallely P. (1983). Trace element concentration in the liver, kidney and muscle of Queensland cattle. *Bull Environ Contam Toxicol* 30: 588-594.
- López Alonso M, Benedito JL, Miranda M, Castillo C, Hernández J, Shore RF. (2000). Toxic and trace elements in liver, kidney and meat from cattle slaughtered in Galicia (NW Spain). *Food Addit Contam* 17: 447-457.
- MINAGRI 2014, www.minagri.gov.ar
- Mohri T, Hisanaga A, Ishinishi N. (1990). Arsenic intake and excretion by Japanese adults: a 7-day duplicate diet study. *Food Chem Toxicol* 28: 521-529.
- Nicolli HB, Bundschuh J, García JW, Falcón CM, Jean J-S. (2010) Sources and controls for the mobility of arsenic in oxidizing groundwaters from loess-type sediments in arid/semi-arid dry climates. Evidence from the Chaco-Pampean plain (Argentina). *Water Res* 44: 5589-5604.
- Nicolli HB, Bundschuh J, Blanco MDC, Tujchneider OC, Panarello HO, Dapena C, Rusansky JE. (2012). Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results from 100 years of research. *Sci Total Environ* 429: 36-56.
- Paoloni JD, Sequeira ME, Espósito ME, Fiorentino CE, Blanco MDC. (2009). Arsenic in water resources of the Southern Pampa Plains, Argentina. *J Environ Public Health*, 1-7.
- Pérez Carrera A, Fernández Cirelli A. (2004). Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal

- en establecimientos de producción lechera (Bell Ville, Pcia. de Córdoba). *Revista Investigación Veterinaria (INVET)*, 6: 51-59
- Pérez Carrera A, Fernández Cirelli A. (2005). Arsenic concentration in water and bovine milk in Córdoba, Argentina. Preliminary results. *J Dairy Res* 72: 122-124
- Pérez Carrera A, Fernández Cirelli A. (2007). Problemática del arsénico en la llanura sudeste de la provincia de Córdoba: Biotransferencia a leche bovina. *Revista Investigación Veterinaria (INVET)* 9, 123-35.
- Pérez Carrera A, Pérez Gardiner ML, Fernández Cirelli A. (2010). Presencia de arsénico en tejidos de origen bovino en el sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. *Revista Investigación Veterinaria (INVET)*, 12: 59-68.
- Plan CREHA (SENASA). Plan anual 2005 de Residuos y Toxinas en alimentos de origen animal.
- Puntoriero ML, Volpedo A, Fernández-Cirelli A. (2014). Arsenic and fluoride in surface water (Chasicó Lake, Argentina). *Front Environ Sci, section Groundwater Resources and Management* 2: 1-5.
- Puntoriero ML, Volpedo A, Fernández Cirelli A. (2014). Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico. *Acta Toxicol Argent* 22: 15-22.
- Puntoriero ML, Fernández Cirelli A, Volpedo A. (2015). Geochemical mechanisms controlling the chemical composition of groundwater and surface water in the southwest of the Pampean plain (Argentina). *J Geochem Explor* 150: 64-72.
- Rosso J.J, Troncoso JJ, Fernández Cirelli A. (2011 a). Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of Pampa Plain, Argentina. *Bull Environ Contam Toxicol* 86: 129-132.
- Rosso JJ, Puntoriero ML, Troncoso JJ, Volpedo AV, Cirelli AF. (2011b). Occurrence of fluoride in arsenic-rich surface waters: a case study in the Pampa Plain, Argentina. *Bull Environ Contam Toxicol* 87: 409-413.
- Salisbury C, Chan W, Saschenbrecker P. (1991). Multielement concentrations in liver and kidney tissues from five species of Canadian slaughter animals. *J Assoc Anal Chem* 74: 587-591.
- Schenone N, Volpedo AV, Fernández Cirelli A. (2007). Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. *Wetland Ecology Management* 15: 303-310.
- Smedley P, Kinniburgh D. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl Geochem* 17: 517-568.
- Tombari A, Volpedo AV. (2008). Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinopsidae). En: "Efecto de los cambios globales sobre biodiversidad". 155-165. Eds. A. V. Volpedo y L. Fernández Reyes. RED CYTED 406RT0285 "Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica" ISBN 978-987-05-5533-9, 294pp
- Volpedo AV. (2014). La biodiversidad acuática en Argentina: problemáticas y desafíos. *Ciencia e Investigación*, 64: 33-44
- Vos G, Hovens J, Van Delft W. (1987). Arsenic, cadmium, lead and mercury in meat, livers and kidneys of cattle slaughtered in the Netherlands during 1980-1985. *Food Addit Contam* 4: 73-88.