

RIESGO A LA SALUD INTEGRADO POR FLUORUROS, NITRATOS Y ARSÉNICO EN AGUA SUBTERRÁNEA: CASO DEL PARTIDO DE TRES ARROYOS, ARGENTINA

Natalia OTHAX*, Fabio PELUSO y José GONZALES CASTELAIN

Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Usunoff” (UNCPBA - CIC - Municipalidad de Azul) - República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina

*Autora responsable (becaria CONICET); nothax@faa.unicen.edu.ar

(Recibido febrero 2012, aceptado agosto 2013)

Palabras clave: riesgo a la salud integrado, agua subterránea, contaminantes

RESUMEN

Muestreos de calidad del agua de pozos someros de la ciudad de Tres Arroyos, Argentina, arrojaron la presencia simultánea de fluoruros, nitratos y arsénico (F^- , NO_3^- y As) en concentraciones variables. Se analizó el riesgo a la salud por la presencia de esas sustancias verificando si existen diferencias entre distintos puntos de la ciudad, escenarios de exposición y diferentes tipos de individuos expuestos. El análisis se realizó utilizando el modelo básico de análisis de riesgo sanitario probabilístico de la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA 1989) considerando tres estratos de edades infantiles (5, 10 y 15 años) e integrando escenarios de tipo residencial con escolar, sobre la base de la exposición por la ingesta y por el contacto dérmico con el agua. Los niveles de riesgo, en general, sobrepasan el nivel de seguridad, salvo en el caso del contacto dérmico. Los valores del riesgo integrado (riesgo residencial + riesgo escolar) son decrecientes con relación a la edad y el principal contribuyente al riesgo acumulado es el As. Se identificó la zona de la ciudad más desfavorable en cuanto a la situación de riesgo y se identificaron las ventajas que ofrecen los análisis de riesgo acumulativos y agregados.

Key words: integrated health risk, groundwater, contaminants

ABSTRACT

Water quality sampling of shallow wells in the city of Tres Arroyos, Argentina, showed the simultaneous presence of fluorides, nitrates and arsenic (F^- , NO_3^- and As) in varying concentrations. We analyzed the health risk by the presence of these substances by checking whether there are differences between different parts of the city, exposure scenarios and different types of exposed individuals. The analysis was performed using the basic model of probabilistic health risk analysis of USEPA (1989) considering three children aged strata (5, 10 and 15) and integrating the residential and school scenarios on the basis of the exposition by ingestion and dermal contact with water. The risk levels generally exceed the level of security, except in the case of skin contact. Integrated risk values (residential risk + school risk) are decreasing with respect to age and the main contributor to the cumulative risk is As. We identified the worst area of the city in terms of risk and identified the advantages of cumulative and aggregate risk analysis.

INTRODUCCIÓN

El partido de Tres Arroyos se ubica al sudeste de la provincia de Buenos Aires, con coordenadas geográficas 38° 23' S y 60° 16' W, en cuyo centro geográfico se sitúa la ciudad cabecera del mismo nombre que el partido (**Fig. 1**). Es una ciudad agrícola ganadera e industrial de 45 000 habitantes. Si bien en ella el aprovisionamiento de agua para consumo domiciliario se realiza a través de un amplio sistema en red abastecido por 20 pozos profundos (profundidad media de 85 metros) de calidad controlada, existen pozos someros (profundidad media de 16 metros) aún activos. Estos abastecen de agua a domicilios de manera exclusiva o complementaria a la provista por la red. Muestreos de calidad del agua en esos pozos someros arrojaron la presencia simultánea de F⁻, NO₃⁻ y As en concentraciones variables que, muy frecuentemente, superan los límites establecidos en la normativa de calidad del agua.

La contaminación por As, F⁻ y NO₃⁻ disueltos en agua subterránea destinada a consumo humano es un problema epidémico en el mundo. La literatura ha reportado problemas a la salud asociados con la ingestión de agua con As, F⁻ y NO₃⁻ en países

como Argentina, Canadá, Chile, China, Estados Unidos, Hungría, India, Italia, México, Pakistán y Vietnam, entre otros (por ejemplo, Tseng *et al.* 1968, Tseng 1977, Fabiani *et al.* 1995, Susheela *et al.* 1995, Canter 1997, Smedley y Kinniburg 2002, Bo *et al.* 2003, Sun 2004, Serap *et al.* 2005, Wang *et al.* 2007, Amini *et al.* 2008, Sadeq *et al.* 2008, Indermitte *et al.* 2009, Nguyen *et al.* 2009, Proca *et al.* 2009, Phan *et al.* 2010, Liu *et al.* 2011, Bunds-chuh *et al.* 2012, McClintock *et al.* 2012, Zhang *et al.* 2012). La exposición crónica a concentraciones de As en agua significativamente mayores a 0.05 mg/L resulta en serios problemas de salud epidémicos, cardiovasculares, renales, hematológicos y respiratorios (Smedley y Kinniburg 2002). En el caso del F⁻, el consumo en concentraciones significativamente mayores a 1.5 mg/L causa problemas de fluorosis dental y esquelética, desarrollando una mayor susceptibilidad a enfermedades renales y cáncer (WHO 2004), así como afectación al desarrollo del cerebro humano, reduciendo el coeficiente intelectual de niños en edad escolar, entre otros efectos (Wang *et al.* 2007). La contaminación del agua subterránea por NO₃⁻ es un problema muy extendido en muchos lugares del mundo (Canter 1997) e impone una seria amenaza al abastecimiento de agua potable (Pauwels *et al.* 2001). El consumo de agua contaminada con NO₃⁻ es sobre todo severa en infantes que podrían presentar anoxia celular producida por la fijación del nitrito en la hemoglobina (metahemoglobinemia), haciéndola incapaz de transportar y transferir oxígeno en la sangre (Manassaram *et al.* 2006). Esta patología se conoce como síndrome del bebé azul (Canter 1997). Existen reportes que indican que del 80 al 90 % de los casos de metahemoglobinemia en el mundo se asocian con concentraciones de NO₃⁻ mayores a 100 mg/L (Oakes 1996).

El objetivo del presente trabajo es analizar el riesgo a la salud por la presencia de esas sustancias en el agua subterránea de la ciudad de Tres Arroyos, verificando si existen diferencias entre distintos puntos de la ciudad, escenarios de exposición (residencial y escolar) y diferentes tipos de individuos expuestos (5, 10 y 15 años). El análisis se realizó utilizando el modelo básico de análisis de riesgo sanitario probabilístico de USEPA (1989) y considerando tres estratos de edades infantiles como representativos de los individuos expuestos. En el análisis se integraron escenarios de tipo residencial con escolar, sobre la base de la exposición por la ingesta y por el contacto dérmico con el agua.



Fig. 1. Ubicación del área de estudio

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La ciudad de Tres Arroyos está localizada al sur de la Región Chaco Pampeana, a una distancia de 490 km de la ciudad capital de Argentina. La ciudad está atravesada por el sistema de los Tres Arroyos (Primer, Segundo y Tercer Brazo) conformando una cuenca de 3017 km² (García Martínez *et al.* 2008). El Primer Brazo ubicado en la zona oriental, se une al Segundo Brazo y estos confluyen luego con el Tercer Brazo, para formar el arroyo Claromecó, el cual desemboca en el Océano Atlántico. Estos arroyos son típicos de llanuras, es decir de poca profundidad (no mayor a un metro) y presentan, de acuerdo con un estudio realizado por Villanueva *et al.* (2006) bajo caudal (Primer Brazo: 0.84 m³/s, Segundo Brazo: 0.31 m³/s y Tercer Brazo: 0.53 m³/s). La precipitación media anual es de 762.8 mm (período 1938-2003). El mes más lluvioso es marzo, con 85.2 mm, y el menos lluvioso julio, con 40.9 mm. La temperatura media anual es de 14.9 °C, siendo el mes más cálido enero con 22.8 °C y el más frío julio con 7.5 °C.

La cuenca de Tres Arroyos constituye un área principalmente agrícola y los cultivos más importantes presentes en la zona son soja, trigo, girasol y maíz. Esta cuenca se encuentra en un área de agua subterránea contaminada de manera natural con As y F⁻ (Paoloni *et al.* 2002, Blanco *et al.* 2006, Varni *et al.* 2006, Nicolli *et al.* 2012), con concentraciones de As que varían de 0.009 a 0.5 mg/L, con una media aritmética igual a 0.07 y una desviación estándar de 0.06 mg/L (Varni *et al.* 2006), excediendo siete veces el límite de seguridad para el agua potable establecido por la Organización Mundial de la Salud de 0.01 mg/L (WHO 2008).

Estudios realizados en acuíferos loéssicos de la planicie pampeana indican que la presencia de F⁻ y As puede derivar de la meteorización de silicatos primarios del loess como biotita y vidrio volcánico (Limbozzi *et al.* 2005). El F⁻ puede provenir además del apatito (Smedley *et al.* 2002). Los NO₃⁻ en el agua subterránea, por otro lado, tienen origen antrópico. En la ciudad de Tres Arroyos, así como en otras ciudades, se originan de la infiltración desde pozos sépticos domiciliarios anteriores a la existencia de la red cloacal y de pozos aún activos (Weinzettel *et al.* 2005).

Los análisis de riesgo sanitario

Los análisis de riesgo sanitario (ARS) son herramientas para la toma de decisiones que estiman el nivel potencial de peligro para un receptor humano o

ecológico por el contacto con una sustancia química presente en el ambiente (NRC 1983). El riesgo es una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma. Esta última expresa la “calidad y cantidad” del contacto entre la sustancia y el organismo expuesto a partir de las rutas del contacto, los escenarios y los tiempos de la exposición (USEPA 1989, 1992). El resultado del análisis de riesgo es indicativo de una situación potencialmente problemática según las condiciones analizadas, y que requeriría un análisis posterior de mayor profundidad para establecer efectivamente la gravedad de la situación.

La exposición a las sustancias peligrosas en el agua se analizó para dos rutas de contacto: por la ingesta y por el contacto dérmico; en ambos casos se realizó utilizando los modelos cuantitativos probabilísticos de la USEPA (1992) que se basan en las ecuaciones 1 y 2.

$$ADDI = \frac{[C * Ir * EF * ED]}{[Bw * AT]} \quad (1)$$

$$ADDC = \frac{[C * SA * Kp * ET * EF * ED * FC]}{[Bw * AT]} \quad (2)$$

Siendo

ADDI = Dosis Diaria Promedio por Ingesta (en mg/kg/día)

ADDC = Dosis Diaria Promedio por Contacto Directo (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)

ET = Duración diaria del evento de exposición (en h/día)

EF = Frecuencia de la exposición (en día/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 medida en días (70 años × 365 días)

SA = Extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (en cm²)

Kp = Coeficiente de permeabilidad dérmica de la sustancia (en cm/h)

FC = Factor de corrección de unidades de superficie y volumen (10 000 cm²/m² × 0.001 L cm⁻³)

El riesgo se estima confrontando las dosis diarias promedio de cada sustancia con las dosis umbrales

por debajo de las cuales no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto para el período de exposición considerado. Esta proporción se denomina cociente de riesgo (USEPA 1989), y estima el riesgo según la posibilidad de generar efectos no carcinógenos por las sustancias evaluadas. Si su valor iguala o excede la unidad se considera que el nivel de riesgo es significativo, es decir, alertaría sobre una situación potencialmente problemática. La dosis umbral toxicológica para efectos crónicos utilizada es la dosis de referencia oral y dérmica (RfD y RfDD). Las RfD para As, F⁻ y NO₃⁻ son 3.00E⁻⁰⁴, 6.00E⁻⁰²; y 7.04 mg/L/d, respectivamente (USEPA 2011). Las RfDD para As, F⁻ y NO₃⁻ son 1.24E⁻⁰⁴, 5.82E⁻⁰²; 3.52E⁺⁰⁰ mg/L/d, respectivamente (Tolson *et al.* 2000 y RAIS 2011).

El riesgo se calculó para tres tipos de individuos expuestos (de 5, 10 y 15 años) como representativos de la parte de la población más sensible. Se analizaron dos escenarios de exposición a las sustancias en el agua: el residencial y el escolar. El escenario residencial considera al contacto con el agua vía la ingesta demandada por las actividades vitales del individuo y por el contacto dérmico que ocurre durante un baño con fines higiénicos (no se tiene en cuenta la ingesta accidental o deliberada de agua durante esta actividad). El escenario residencial se basa en las concentraciones de las tres sustancias en los pozos someros, que representan 15 casos testigo del escenario distribuidos en diferentes puntos de la ciudad (ver más adelante).

El escenario escolar considera únicamente la ingesta de agua que se realiza durante el horario escolar. Las concentraciones de las sustancias en este escenario corresponden a las de un pozo somero situado en el predio de una escuela peri-urbana, que es utilizado para consumo. Dado que es el único caso detectado de una escuela con un pozo somero activo, se lo adopta como caso testigo representativo del escenario. Se estimó también el caso de una vivienda en inmediaciones de la localización del pozo escolar, por lo que, en este caso, se asume que el pozo domiciliario y el de la escuela poseen los mismos valores de concentración.

Más adelante se explica cómo se cuantificaron las distintas variables integrantes de las ecuaciones 1 y 2.

Tanto para el escenario residencial como para el escolar se calculó el riesgo por sustancia individual y de modo acumulativo. Este implica el riesgo combinado a la salud o al ambiente de múltiples agentes o factores de estrés (USEPA 2003), involucrando múltiples vías de exposición que reflejen las diferentes maneras en que los contaminantes pueden entrar en

el cuerpo desde diferentes medios (USEPA 2007). En este caso, el riesgo acumulativo implicó la estimación de riesgo por las tres sustancias simultáneamente, considerando ambas vías de exposición. El cálculo del riesgo acumulativo se realiza de manera aditiva (ver más adelante).

Luego se calculó el riesgo integrado, que implicó el cálculo simultáneo del riesgo acumulativo para ambos escenarios. Para ello se empleó también un modelo aditivo y se conformó un Índice de Riesgo (USEPA 2003). Este índice evalúa de manera integrada la potencialidad de efectos a la salud ante un tipo de contacto con las sustancias. En este caso, como para el riesgo particular por sustancia, se mantiene la unidad como valor límite, indicando, si es superado, la necesidad de estudios complementarios como mínimo.

El riesgo se estimó probabilísticamente aplicando el método Monte Carlo para 5000 iteraciones. En los casos en que se debieron realizar adiciones (riesgo acumulativo e integrado), estas adiciones se realizaron iteración por iteración. De las distribuciones de valores de P resultantes en cada caso, se extrajeron los valores promedio, desvío estándar, mínimo, máximo y percentil 95 (P⁹⁵) como estadísticos representativos del riesgo sanitario para facilitar el análisis. Todos los cálculos se realizaron con Crystal Ball v.7.1 (Decisioneering 2007).

Parámetros del modelo

Concentraciones de las sustancias en las muestras de agua (C)

Las muestras de F⁻ y NO₃⁻ de agua subterránea fueron tomadas de seis muestreos mientras que las de As, de siete, coincidentes en el tiempo. Los muestreos se realizaron entre los años 2008 y 2010 sobre 15 pozos domiciliarios activos distribuidos en la planta urbana, tal como se aprecia en la figura 2.

Las muestras de agua fueron colectadas según técnicas estándares para las determinaciones analíticas a realizar (botellas plásticas de polietileno de alta densidad) y conservadas en frío (4-8 °C) hasta el momento del análisis. Este se llevó a cabo en un laboratorio certificado por la autoridad de aplicación en materia ambiental de la provincia de Buenos Aires (Reg. 017 Res. 640/02 del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible).

Las muestras fueron determinadas analíticamente mediante técnicas estándares. El As se determinó por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros (técnica EPA 7062); el F⁻ con electrodo selectivo de iones (SM 4500-F C) y los NO₃⁻ por espectrometría UV selectiva (SM 4500-NO₃ B).

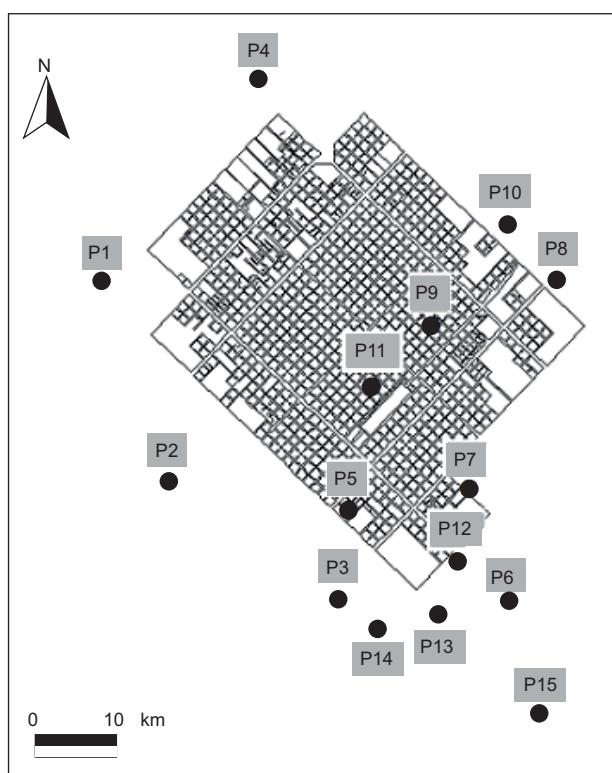


Fig. 2. Ubicación geográfica de los pozos someros

Los límites de detección de las técnicas son $3.00E^{-03}$; $3.00E^{-02}$ y $2.00E^{-01}$ mg/L, respectivamente.

Para el cálculo probabilístico de la dosis de exposición se consideraron las concentraciones de cada una de las sustancias por pozo somero como una distribución de probabilidad de tipo triangular, utilizando como valores extremos el valor mínimo y máximo de concentraciones muestreadas, y como valor más probable a la moda. En el **cuadro I** se presentan estos descriptores estadísticos para los 15 pozos someros.

Tasa de Ingesta (Ir), Frecuencia (EF), duración del evento (ET) y duración de la exposición (ED)

Se consideraron tres estratos de edades, 5, 10 y 15 años. Las distribuciones probabilísticas de las tasas de ingestión residencial por estrato de edad están basadas en USEPA (2002), y los valores de los descriptores estadísticos utilizados para la distribución probabilística correspondiente a cada estrato de edad se ven en el **cuadro II**. La estimación de la tasa de ingestión para los escenarios residencial y escolar de cada estrato de edad corresponde al prorrato del valor de tasa de ingestión extractado de la bibliografía, que corresponde a 16 horas, a 11.5 horas en el primero y a 4.5 horas en el segundo en promedio, dado que esta es la duración de una jornada escolar normal de turno simple en Argentina.

CUADRO I. DESCRIPTORES ESTADÍSTICOS DE LAS DISTRIBUCIONES PROBABILÍSTICAS DE LAS CONCENTRACIONES DE As, F⁻ Y NO₃⁻ EN EL AGUA SUBTERRÁNEA

Pozo	F ⁻			As			NO ₃ ⁻		
	Min ¹	Max ²	Mo ³	Min	Max	Mo	Min	Max	Mo
1	1.11	1.49	1.32	$5.00E^{-03}$	$2.90E^{-02}$	$2.00E^{-02}$	50.24	124.12	74.80
2	2.66	3.09	2.85	$3.40E^{-02}$	$7.60E^{-02}$	$6.00E^{-02}$	25.52	56.89	46.49
3	1.87	2.33	2.00	$2.90E^{-02}$	$5.80E^{-02}$	$3.80E^{-02}$	58.86	230.34	83.69
4	1.46	2.10	1.80	$1.50E^{-03}$	$4.10E^{-02}$	$2.10E^{-02}$	45.56	138.42	72.17
5	1.19	1.51	1.39	$1.60E^{-02}$	$2.80E^{-02}$	$2.70E^{-02}$	36.81	137.06	87.64
6	1.83	2.83	2.45	$1.90E^{-02}$	$1.00E^{-01}$	$4.50E^{-02}$	49.91	158.68	96.03
7	0.99	2.03	1.16	$1.60E^{-02}$	$3.20E^{-02}$	$2.40E^{-02}$	61.16	188.12	84.35
8	1.59	4.26	1.90	$1.50E^{-03}$	$4.80E^{-02}$	$3.20E^{-02}$	39.32	123.03	71.56
9	1.37	3.96	1.59	$2.40E^{-02}$	$4.80E^{-02}$	$3.85E^{-02}$	35.52	76.87	57.85
10	1.00	4.44	2.00	$1.50E^{-03}$	$5.30E^{-02}$	$3.60E^{-02}$	57.63	143.81	102.25
11	0.97	3.44	1.23	$1.00E^{-02}$	$2.10E^{-02}$	$1.45E^{-02}$	55.43	149.10	75.94
12	1.36	3.84	1.68	$2.10E^{-02}$	$5.00E^{-02}$	$2.90E^{-02}$	28.90	70.34	55.27
13	1.45	4.37	1.99	$2.90E^{-02}$	$5.30E^{-02}$	$3.90E^{-02}$	32.92	80.72	62.84
14	2.03	4.78	2.30	$3.40E^{-02}$	$6.50E^{-02}$	$4.50E^{-02}$	24.15	106.07	77.70
15	4.37	8.87	5.37	$5.30E^{-02}$	$2.90E^{-01}$	$2.00E^{-01}$	49.80	99.50	80.84

Referencias en el cuadro

F⁻, As y NO₃⁻ (mg/L)

¹ Mínimo

² Máximo

³ Moda

CUADRO II. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA EL CÁLCULO DE LA DOSIS DE EXPOSICIÓN: TASA DE INGESTA, FRECUENCIA Y DURACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

Edad	Esc. ¹	Ir ¹¹					EF ¹²				ED ¹³									
		Mod.P. ⁵	Min	Max	MA ⁷	Dst ⁸	Mod.P.	Min	Max	Mo	Mod.P.	Min	Max	Mo						
5	Ing. Res. ²	Log ⁶	0.00	1.51	0.35	0.35	Tri ⁹	300	360	330	Tri	1	30	15						
10			0.00	1.51	0.36	0.35														
15			0.00	2.01	0.46	0.44														
5	Ing. Esc. ³	Log	0.00	0.40	0.09	0.09	Det ¹⁰	180				1	13	13						
10			0.00	0.40	0.10	0.09														
15			0.00	0.53	0.12	0.12														
5	CD ⁴	—				Det	360				1	30	15							
10																				
15																				

Referencias

¹ Escenario de exposición

² Ingesta residencial (L/d)

³ Ingesta escolar (L/d)

⁴ Contacto dérmico

⁵ Modelo de distribución de P

⁶ Log normal

⁷ Media aritmética

⁸ Desvío estándar

⁹ Triangular

¹⁰ Determinística

¹¹ Tasa de ingesta diaria del agua (L/d)

¹² EF: Frecuencia de la exposición (día/año)

¹³ ED: Duración de la exposición (años)

Con relación a la frecuencia de la exposición, que es la cantidad de eventos que se producen al año del escenario de exposición considerado, se diferenció entre el escenario residencial y el escolar. Para los tres estratos de edades la frecuencia de la exposición es equivalente, y sólo para el escenario por ingesta residencial la frecuencia de la exposición es probabilística. En los otros dos casos (contacto dérmico residencial, ingesta escolar) se decidió por una variable determinística, tal como se aprecia en el **cuadro II**.

La duración del evento corresponde a la duración del proceso de contacto con el agua para el escenario dérmico. Esta variable representa la duración del baño higiénico y se la consideró equivalente para todos los estratos de edad, determinística, e igual a 15 minutos.

La duración de la exposición es el lapso en años durante el cual se produce cada escenario de exposición. En este caso se diferenció entre los escenarios relacionados con la exposición residencial (tanto por la vía de la ingesta como por el contacto dérmico) y el escolar. Para los escenarios residenciales se adoptó una distribución probabilística triangular entre 1 y 30 años, con 15 años como valor más probable, considerándose equivalentes los tres estratos de edades. Con relación al escolar, este también adoptó

una distribución triangular en función de la duración proyectada de la escolaridad, asumiendo un mínimo y máximo de 1 y 13 años, con 13 años como valor más probable. También en este caso es equivalente en los tres estratos de edades.

Peso y superficie corporal (Bw y SA)

El modelo de distribución de probabilidad con sus descriptores estadísticos correspondiente al peso por estrato de edad se presenta en **cuadro III**, así como la altura. Ambas están basadas en Lejarraga y Orfila (1987), que provee datos antropométricos específicos para la población argentina.

La superficie corporal fue estimada aplicando la ecuación 3, de DuBois y DuBois (1916).

$$sc = H^{0.725} * BW^{0.425} * 0.0071843 \quad (3)$$

Donde

SC: Superficie corporal (en cm²)

H: Altura corporal (cm)

BW: Peso corporal (kg)

En el **cuadro III** también se proveen datos sobre la distribución probabilística y descriptores estadísticos de la superficie corporal por estrato de edad.

CUADRO III. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA EL CÁLCULO DE LA DOSIS DE EXPOSICIÓN: PESO, ALTURA Y SUPERFICIE CORPORAL PARA LOS ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN POR CONTACTO DÉRMICO

Edad	Mod.P.	BW ²				H ³				SC ⁴			
		Min	Max	MA	Dst	Min	Max	MA	Dst	Min	Max	MA	Dst
5		13.50	25.50	19.50	2.50	1.00	1.18	1.09	0.03	0.64	0.88	0.75	0.04
10	Nor ¹	23.50	44.50	33.56	5.00	1.25	1.49	1.36	0.05	0.93	1.35	1.11	0.07
15		34.00	74.00	50.30	7.33	1.43	1.75	1.60	0.05	1.29	1.92	1.59	0.11

Referencias

¹ Normal

² BW: Peso corporal (kg)

³ H: Altura corporal (m)

⁴ SC: Superficie corporal (m²)

Coeficiente de permeabilidad dérmica (Kp)

Los Kp para cada sustancia se estimaron aplicando la ecuación de Potts y Guy (1992), que se basa en el peso molecular (Mw) y en el coeficiente de partición octanol-agua (Kow), tal como muestra la ecuación 4.

$$\log Kp = 0.71 \log Kow - 0.0016 Mw - 2.72 \quad (4)$$

Donde

Kp: Coeficiente de permeabilidad dérmica del compuesto en agua (en cm/h)

Kow: adimensional

Mw: en g

Análisis estadísticos

Primero se presentarán los resultados generales, es decir, los resultados del riesgo acumulativo e integrado por estrato de edad para el conjunto de todos los pozos. Este análisis se realizó, iteración por iteración, con base en el promedio de los valores de riesgo del conjunto de pozos, por lo que el resultado del riesgo integrado promedio es también una distribución de valores. Posteriormente se analiza la situación en particular, pozo por pozo.

Análisis de sensibilidad

Para conocer la importancia de la contribución de cada parámetro a la variabilidad resultante del cálculo del riesgo se realizó un análisis de sensibilidad aplicando Crystal Ball 7.1. (Decisioneering 2007). El análisis de sensibilidad, tal como se aplica en la evaluación de riesgos, es una técnica que identifica cómo influyen la variabilidad y la incertidumbre en la estimación de riesgo (USEPA 2001), permitiendo conocer qué variables son las que afectan más fuertemente en el resultado final. En este caso, el análisis de sensibilidad se calculó con base en el coeficiente

de correlación de orden entre cada parámetro del modelo y su resultado con la aplicación del método Monte Carlo (Decisioneering 2007).

Distribución espacial del riesgo

Para el estudio de cómo se distribuyeron espacialmente los resultados del riesgo se realizó una interpolación espacial de los P⁹⁵ del riesgo integrado con Surfer 7.0 (Golden Software Inc. 1999), aplicando como modelo el inverso de la distancia al cuadrado, tal como muestra la ecuación 5.

$$Z_j = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{Z_i}{h_{ij}^B}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{h_{ij}^B}} \quad (5)$$

$$h_{ij} = \sqrt{d_{ij}^2 + \delta^2}$$

Donde

Zj: es el valor interpolado para el nodo de la red "j"

Zi: son los puntos vecinos

hij: es la distancia de separación efectiva entre el nodo de la red "j" y el punto vecino "i"

B: es el parámetro de potencia;

dij: es la distancia entre el nodo de la red "j" y el punto vecino "i"; y

δ: es el parámetro de suavizado

RESULTADOS

En el **cuadro IV** se presentan los estadísticos de los valores de riesgo promedio para el escenario residencial (por ingesta, por contacto dérmico higiénico y agregado), para el escolar (por ingesta accidental) y para el integrado, para los tres estratos de edades,

CUADRO IV. ESTADÍSTICOS DE LA DISTRIBUCIÓN DEL RIESGO AGREGADO RESIDENCIAL (POR INGESTA, CONTACTO DÉRMICO Y AGREGADO) E INTEGRADO POR ESTRATO DE EDAD

Edad	Esc	Rutas	Sust.	Estadísticos			
				MA	Dst	Max	P ⁹⁵
5	Res	Ing	F ⁻	0.34	0.39	2.54	1.18
			As	1.22	1.41	10.58	4.22
			NO ₃ ⁻	0.10	0.11	0.75	0.34
			IngAcum ¹	1.66	1.90	13.81	5.72
		CD	F ⁻	0.00	0.00	0.01	0.01
			As	0.03	0.01	0.09	0.06
			NO ₃ ⁻	0.00	0.00	0.00	0.00
			CDAcum ²	0.04	0.02	0.10	0.07
	Esc	Ing	AgrAcum ³	1.70	1.91	13.90	5.79
			F ⁻	0.18	0.20	1.37	0.61
			As	1.01	1.17	8.61	3.47
			NO ₃	0.02	0.02	0.13	0.06
10	Res	Ing	IngAcum	1.21	1.37	9.72	4.12
			Res-Esc Integ ⁴	2.90	3.08	22.78	9.01
		CD	F ⁻	0.21	0.24	1.82	0.70
			As	0.74	0.85	6.32	2.48
			NO ₃ ⁻	0.06	0.07	0.53	0.20
			IngAcum	1.00	1.15	8.38	3.36
	Esc	Ing	F ⁻	0.00	0.00	0.01	0.00
			As	0.03	0.01	0.08	0.05
			NO ₃ ⁻	0.00	0.00	0.00	0.00
			CDAcum	0.03	0.01	0.09	0.06
15	Res	Ing	AgrAcum	1.04	1.16	8.43	3.40
			F ⁻	0.10	0.12	0.92	0.35
			As	0.60	0.69	5.51	2.05
			NO ₃ ⁻	0.02	0.02	0.13	0.06
		CD	IngAcum	0.72	0.80	6.22	2.38
			Res-Esc Integ	1.76	1.83	12.03	5.57
			F ⁻	0.01	0.00	0.02	0.01
			As	0.07	0.03	0.22	0.13
	Esc	Ing	NO ₃ ⁻	0.00	0.00	0.01	0.00
			CDAcum	0.08	0.04	0.24	0.15
			AgrAcum	0.96	1.01	7.90	3.09
			F ⁻	0.08	0.09	0.60	0.26

Referencias

¹ IngAcum: Ingesta acumulada

² CDAcum: Contacto dérmico acumulado

³ AgrAcum: Agregado acumulado

⁴ Res-Esc Integ: Residencial-escolar integrado

considerando el conjunto de los 15 pozos. Los resultados indican que los niveles de riesgo, en general, sobrepasan el nivel de seguridad ya que todos los valores son superiores a la unidad, salvo en el caso del contacto dérmico. Los valores del riesgo integrado (riesgo residencial + riesgo escolar) son decrecientes con relación a la edad. El riesgo integrado para cinco años es un 40 y 50 % mayor a los de diez y quince años respectivamente, en valores aproximados. En la **figura 3** se muestra la distribución de valores de riesgo integrado acumulado para los tres estratos de edades para el conjunto de los pozos; allí se pueden apreciar claramente esas diferencias recién marcadas a favor del estrato de menor edad.

En el **cuadro IV** se puede observar que uno de los principales componentes del valor del riesgo integrado para el conjunto de los pozos para las edades de 5 y 10 corresponde al riesgo por el escenario escolar, llegando a ser alrededor del 40 % para todos los estratos de edades. Una de las principales razones de la importancia de este escenario se debe a que el pozo de la escuela (el pozo 15) posee las mayores concentraciones de F⁻ y de As del conjunto, tal como puede apreciarse en el **cuadro I**. Para el caso del estrato de menor edad estas altas concentraciones compensan los valores menores de otras variables como la tasa de ingesta, la frecuencia anual y la duración de la exposición del escenario escolar respecto del riesgo ocasionado por la ingesta residencial. La diferencia entre los estratos de edades se debe a la importancia de los valores que tiene el peso de los individuos expuestos que, cuanto menor es la edad, se reparten los valores del numerador de las ecuaciones 1 y 2 en denominadores menores. Del **cuadro IV** también se desprende que el riesgo por contacto dérmico es despreciable.

Para analizar más en detalle la importancia del escenario escolar por estrato de edad, en el **cuadro V** se comparan los valores de riesgo para el pozo de peor situación en cuanto a las concentraciones de las sustancias estudiadas (pozo 15) con el pozo de mejor situación, es decir, de menores concentraciones de F⁻ y As, que considerando ambas simultáneamente, corresponde al pozo 11. Puede apreciarse que el escenario escolar representa sólo un 15 % aproximadamente del riesgo integrado cuando las concentraciones son iguales a la del agua del escenario residencial (caso de la escuela con el pozo 15). Por el contrario, en el caso en que las concentraciones de las sustancias peligrosas en el agua del escenario residencial son menores que las correspondientes al escenario escolar (caso del pozo 11), la importancia del riesgo escolar en el riesgo integrado aumenta llegando hasta casi un 60 %, dadas las altas concentraciones de las sustancias peligrosas

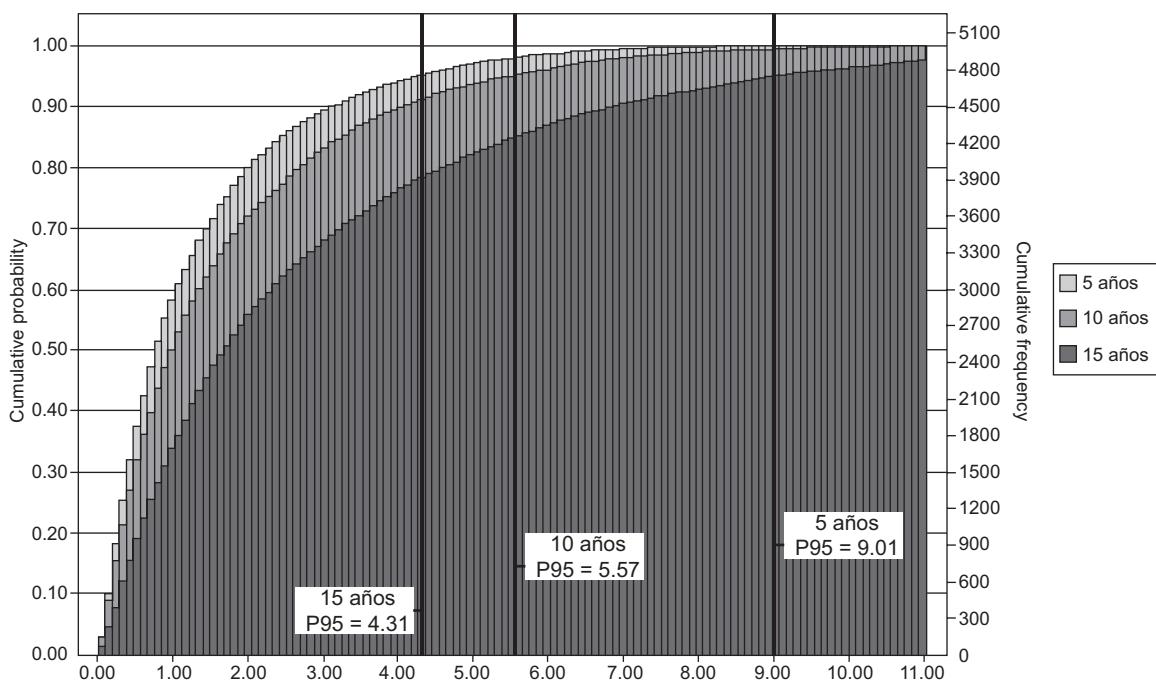


Fig. 3. Distribución de valores de riesgo integrado acumulado para los tres estratos de edades para el conjunto de los pozos

en el pozo de la escuela. La peor situación de riesgo, entonces, va a corresponder al caso del individuo expuesto de menor edad que viva en las cercanías de la escuela considerada en el estudio, generando valores de riesgo integrado escolar+residencial de más del 200 % con relación al valor del conjunto de todos los pozos (21.44 vs. 9.41). Aunque, en esa condición, el escenario escolar incrementa el riesgo en una proporción relativamente baja.

Viendo un poco más en detalle los generadores de los valores de riesgo mencionados en el párrafo precedente, está claro que el principal contribuyente al riesgo acumulado es el As, que, en todos los estratos de edades, genera un riesgo equivalente al 70 % aproximadamente del riesgo acumulado (tanto para el escenario de ingesta residencial como del escolar), siendo el F⁻ el que genera el 30 % restante. En todos los casos, el riesgo por NO₃⁻ es prácticamente

CUADRO V. ESTADÍSTICOS DE LA DISTRIBUCIÓN DEL RIESGO AGREGADO RESIDENCIAL E INTEGRADO POR ESTRATO DE EDAD PARA LOS POZOS DE MENORES Y MAYORES CONCENTRACIONES DE As y F⁻ SIMULTANEA- MENTE E IMPORTANCIA PORCENTUAL DEL ESCENARIO ESCOLAR

Pozo	Edad	AGRRes ¹				ESCRes ²				% ³
		MA	DSt	Max	P ⁹⁵	MA	DSt	Max	P ⁹⁵	
15	5	6.23	7.44	80.00	21.44	7.41	8.58	87.57	24.98	14.20
	10	3.74	4.20	32.87	12.43	4.45	4.85	36.79	14.38	13.51
	15	3.36	3.75	31.53	11.17	3.95	4.30	33.30	12.93	13.65
11	5	0.82	0.95	9.20	2.78	2.00	2.17	17.50	6.49	57.21
	10	0.50	0.55	4.75	1.62	1.20	1.24	9.44	3.86	57.99
	15	0.44	0.47	3.39	1.42	1.03	1.08	7.82	3.45	58.79

Referencias

¹AGRRes: Agregado residencial

²ESCRes: Escolar-residencial

³Porcentaje del riesgo escolar-residencial respecto del riesgo agregado residencial

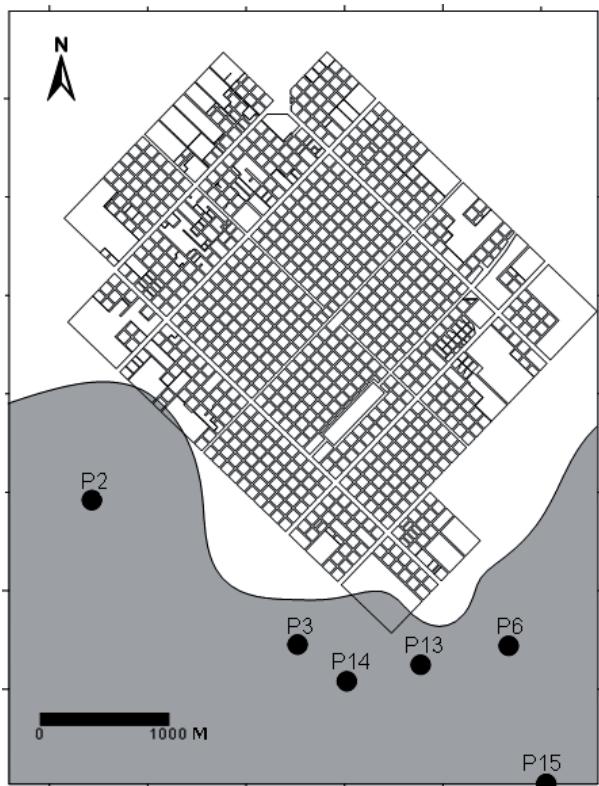


Fig. 4. Distribución espacial del riesgo integrado con valores mayores o iguales a cinco en el área de estudio

despreciable. El As genera riesgo tanto para el escenario residencial por ingesta como para el escolar para los tres estratos de edad. El F⁻, por otro lado, genera riesgo únicamente en el residencial pero sólo en el estrato de edad menor.

El análisis de la distribución espacial del riesgo integrado, que en la **figura 4** se presenta como el área afectada por valores de riesgo mayores iguales a 5 (valor arbitrario elegido como indicativo de una situación bastante problemática), muestra claramente que los pozos del sur de la ciudad son los principales contribuyentes al riesgo integrado, siendo el pozo de la peor situación el 15, que se encuentra ubicado más al sur.

El análisis de sensibilidad arrojó que la variable que más influye en la variabilidad e incertidumbre final del modelo es la tasa de ingesta, con valores de contribución a la varianza total del modelo cercanos al 90 %, y coeficientes de correlación de orden de alrededor de 0.95 (**Cuadro VI**).

DISCUSIÓN

Los valores de concentración de las sustancias NO₃⁻, F⁻ y As en los pozos muestreados estuvieron

CUADRO VI. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Par ¹	5		10		15	
	CVar ²	CSp ³	CVar	CSp	CVar	CSp
Ting	90.1	0.95	89.9	0.95	88.4	0.94
ED	4.4	0.21	3.7	0.19	6.5	0.26
Conc ⁴	0.9	0.09	1.2	0.12	1.5	0.12
BW	1.1	-0.11	1.1	-0.11	0.6	-0.08

Referencias

¹ Parámetro

² Contribución a la varianza total

³ Coeficiente de correlación de orden

⁴ Concentración de la sustancia

por encima del límite normativo establecido para evaluar la calidad del agua para consumo humano, que son, respectivamente, 45, 1.3 y 0.01 mg/L (ADLA 1971 y ss). Estos resultados coinciden con los obtenidos en trabajos anteriores (Weinzettel *et al.* 2005, Varni *et al.* 2006, Peluso *et al.* 2007, 2009a).

El paradigma de los ARS es considerado un enfoque efectivo para determinar los niveles de riesgo para la salud planteados por diversos contaminantes (Wu *et al.* 2010). Los índices de riesgo, planteados para la evaluación de riesgo a la salud de acuerdo con la metodología de USEPA (1989), constituyen elementos muy frecuentemente aplicados para la estimación de posibles efectos adversos que puedan producirse en la salud de la población a partir de la exposición a contaminantes presentes en el ambiente (Hartley *et al.* 1999, Sun *et al.* 2007, Kavcar *et al.* 2009, Wu *et al.* 2010).

Sin embargo, la práctica de aplicar índices de riesgo a partir de la evaluación de riesgo convencional tiene, a su vez, limitaciones que podrían llevar a subestimar el riesgo, como por ejemplo no considerar la exposición simultánea de una persona a múltiples rutas de exposición y a múltiples sustancias químicas (Moschandreas y Karuchit 2002). Los conceptos desarrollados recientemente de riesgos acumulativos y agregados responden a estas limitaciones.

Los ARS poseen una serie de ventajas operativas respecto de otras herramientas de evaluación tales como los niveles máximos permisibles o los niveles guía. En Othax *et al.* (2007) y Peluso *et al.* (2008) se describen algunas de esas ventajas operativas. Allí se expresa que los ARS permiten el estudio del proceso de exposición, pudiendo diferenciar entre rutas (digestiva, respiratoria, dérmica) y escenarios (recreativo, residencial, laboral), permitiendo además, la consideración simultánea de sustancias y rutas a partir de los ARS acumulativos y agregados.

En este sentido, los ARS se están convirtiendo en modelos que son más complejos, permiten identificar más escenarios de exposición y más realistas permitiendo al profesional alcanzar nuevos conocimientos para estimar los riesgos de la exposición a varios contaminantes a través de múltiples vías de exposición (Moschandreas y Karuchit 2002).

Si bien existen muchos informes sobre los ARS acumulativos y agregados donde se desarrolla el marco conceptual de esta herramienta (USEPA 1997, 2007, 2009, entre otros) relativamente pocos estudios de casos se han realizado (Chen *et al.* 2001, Castorina *et al.* 2003, Fox *et al.* 2004, Ragas *et al.* 2011). Algunos ejemplos de su utilización como herramienta de evaluación de la calidad del agua con fines recreativos pueden encontrarse en Peluso *et al.* (2007, 2009b), y asociando escenarios recreativos con residenciales en Peluso *et al.* (2009a) y Othax *et al.* (2010).

Los resultados del trabajo realizado en la ciudad de Tres Arroyos indican que los niveles de riesgo, en general, exceden el nivel de seguridad ya que todos los valores son superiores a la unidad, salvo en el caso del contacto dérmico, con valores de riesgo integrado decrecientes en función de la edad. No obstante, no se reconoce en el distrito la ocurrencia de patologías asociadas a la exposición de las tres sustancias estudiadas (Peluso *et al.* 2007).

Asimismo se ha observado que un componente importante del valor del riesgo integrado corresponde al riesgo por el escenario escolar. La causa de ello radica en que las concentraciones de las sustancias peligrosas (As y F^-) tienden a incrementarse hacia el sur de la ciudad, justamente donde está ubicada la escuela. El escenario escolar, en la condición de iguales concentraciones de sustancias peligrosas en el agua que en el escenario residencial, tiene una participación menor al 20 % del riesgo integrado, pero se incrementa cuando las concentraciones presentes en el agua del escenario residencial disminuyen. La peor situación de riesgo, entonces, va a corresponder al caso del individuo expuesto de menor edad que vive en las cercanías de la escuela considerada en el estudio, principalmente debido a la importancia del riesgo ocasionado por el escenario residencial.

El índice de riesgo empleado para el desarrollo de este trabajo posibilitó conocer el valor de riesgo a partir de sustancias presentes en los recursos hídricos de la ciudad de Tres Arroyos, en diferentes estratos de edad, a partir de la agregación de diferentes vías de contacto (ingesta y contacto dérmico), bajo diferentes escenarios de exposición (residencial y escolar) y a partir de la integración de los mismos, y contribuye a lograr la estimación del riesgo y la evaluación de

la calidad del agua, de un modo más integral y más realista.

Los resultados también demuestran que el principal contribuyente al riesgo acumulado es el As , que, en todos los estratos de edades, genera un riesgo equivalente al 70 % aproximadamente del riesgo acumulado (tanto para el escenario de ingesta residencial como del escolar). En un trabajo anterior, donde se estudió la calidad química del agua en la ciudad de Tres Arroyos, el As también presentó riesgo significativo dentro de la planta urbana y se planteó una discusión acerca de si el valor de riesgo significativo de As podría ser una sobreestimación metodológica del referencial toxicológico que no sólo influye sobre el ARS sino también sobre el desarrollo del valor normativo (Peluso *et al.* 2009a). Particularmente, en ese trabajo se ha considerado que en el caso del As , se ven afectados tanto los niveles normativos como los valores de riesgo por el planteo, por parte de la OMS, de referenciales toxicológicos muy conservadores (USEPA 2008) surgidos de estudios cuyas condiciones sólo son aplicables a ciertas regiones del mundo. De todas maneras, de los resultados del estudio queda claro que debe ser prioritario el abastecimiento de agua potable a la población en las zonas donde se ha identificado el problema promoviendo, además, que se abandone la práctica del consumo de agua de pozo.

En relación con los aportes de cada vía al valor del riesgo, la comparación de los valores entre los tres tipos de individuos expuestos permitió observar que en los tres casos la ingesta residencial representó la principal vía de contribución al riesgo total, resultando coincidente con otros trabajos encontrados en la bibliografía (Kuo *et al.* 1998, Lee *et al.* 2004, Chen y Ma 2006, Wang *et al.* 2007, Fan *et al.* 2009,) seguido de la ingesta escolar y del contacto dérmico higiénico.

Por otra parte, el análisis de sensibilidad realizado en este trabajo demuestra que la variable tasa de ingesta de agua, normalmente utilizada como determinística para el cálculo de los niveles máximos permisibles, es muy importante en la explicación de los resultados debido a la sensibilidad que mostró en los valores obtenidos, siendo el factor que contribuye en mayor medida a la variación del riesgo.

Respecto de las medidas a implementar como paliativo a la problemática de afectación de la calidad del recurso hídrico, sería necesario evitar que la población consuma agua proveniente de los pozos someros domiciliarios. Particularmente, en el establecimiento educativo se puede propiciar el consumo de agua embotellada tal como se realiza en numerosos establecimientos rurales en la provincia

de Buenos Aires. En el caso de las viviendas que disponen de pozos activos dentro del área de cobertura de agua de red, será necesario gestionar la conexión de la vivienda al sistema de red y la desactivación de los pozos. Por otro lado, dado los altos tenores de sustancias como el As, será necesario maximizar la cobertura del sistema de agua de red y el control médico sobre la población.

CONCLUSIONES

Los valores de concentración de las sustancias NO_3^- , F^- y As presentaron valores por encima del límite normativo establecido para evaluar la calidad del agua para consumo humano.

Los valores de riesgo, en general, excedieron el nivel de permisible para uso consuntivo del agua en el caso de las tres sustancias en estudio. El principal contribuyente al riesgo acumulado es el As, que, en todos los estratos de edades, genera un riesgo equivalente al 70 % aproximadamente del riesgo acumulado.

La ingesta residencial representó la principal vía de contribución al riesgo total y la variable de tasa de ingesta de agua fue el factor que contribuyó en mayor medida a la variación del riesgo. Asimismo, se ha calculado la contribución de cada escenario al valor de riesgo integrado, y en tal sentido, se observó que el escenario escolar, bajo algunas condiciones, puede tener una participación importante en la constitución del riesgo integrado.

El desarrollo del presente trabajo posibilitó identificar la zona de la ciudad más desfavorable en cuanto a la situación de riesgo. Asimismo, permitió observar las ventajas que ofrecen las herramientas de ARS y particularmente los ARS acumulativos y agregados al posibilitar el estudio de la exposición simultánea a diferentes contaminantes presentes en los recursos hídricos subterráneos de la ciudad de Tres Arroyos. Estas herramientas, también permitieron estudiar la exposición simultánea a través de distintas rutas tales como ingesta y contacto dérmico y la integración de diferentes escenarios de exposición de tipo residencial y escolar.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se financió con fondos del proyecto PID 35765 “Estudio hidroambiental a escala de Partido en zonas de Llanura de la Provincia de Buenos Aires” de la ANPCyT. Se agradecen también los aportes brindados por la Universidad Nacional del

Centro de la Provincia de Buenos Aires, y la Municipalidad de Tres Arroyos.

REFERENCIAS

- ADLA (1971). ADLA XXXI-C 3086. Anales de la Legislación Argentina. Decreto 2126/71 de la Ley 18284/69, sobre el Código Alimentario Nacional. Con sus modificaciones y actualizaciones en <http://www.anmat.gov.ar/codigoa/caa1.htm>. Código Alimentario Argentino, 30 de junio de 1971.
- Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel M., Hug S.J., Hoehn, E. y Johnson, A. (2008). Statistical modelling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 42, 3669-3675.
- Blanco M. del C., Paoloni J.D., Morras H.J., Fiorentino C.E. y Sequeira M., (2006). Content and distribution of arsenic in soils, sediments and groundwater environments of the southern Pampa region, Argentina. *Environ. Toxicol.* 21, 561-574.
- Bo Z., Mei H., Yongsheng Z., Xueyu L., Xuelin Z. y Jun D. (2003). Distribution and risk assessment of fluoride in drinking water in the west plain region of Jilin province, China. *Environ. Geochem. Hlth.* 25, 421-431.
- Bundschuh J., Litter M.I., Parvez F., Román-Rossh G., Nicoll H.B., Jean J.S., Liu C.W., López D., Armienta M.A., Guilherme L.R., Cuevas A.G., Cornejo L., Cumbal L. y Toujaguez R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Sci. Total Environ.* 429, 2-35.
- Canter L.W. (1997). Nitrate in groundwater. Lewis Publishers, Boca Ratón, Estados Unidos, 259 pp.
- Castorina R., Bradman A., McKone T.E., Barr D.B., Harnly M.E. y Eskenazi B. (2003). Cumulative organophosphate pesticide exposure and risk assessment among pregnant women living in an agricultural community: A case study from the CHAMACOS cohort. *Environ. Health Persp.* 111, 1640-1648.
- Chen J.J., Chen Y.J., Rice G.E., Teuschler L.K., Hamernik K., Protzel A. y Kodell R.L. (2001). Using dose addition to estimate cumulative risks from exposures to multiple chemicals. *Regul. Toxicol. Pharm.* 34, 35-41.
- Chen Y.C. y Ma H.W. (2006). Model comparison for risk assessment: a case study of contaminated groundwater. *Chemosphere* 63, 751-761.
- Decisioneering (2007). Crystal Ball 7.1 Software.
- DuBois D. y DuBois D.F. (1916). A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. *Arch. Intern. Med.* 17, 863-871.
- Erdal S. y Buchanan S.N. (2005). A quantitative look at fluorosis, fluoride exposure, and intake in children

- using a health risk assessment approach. *Environ. Health Perspect.* 113, 111-117.
- Fabiani L., Vitali M., Parafati M. y Rodolico S. (1995). Fluoride in waters as a protective factor for bone fractures: preliminary data of an epidemiological study in Italy. En: *Assessing and managing health risks from drinking water contamination: Approaches and applications* (E. Reichard y G. Zapponi, Eds.). IAHS Publication, Wallingford, Reino Unido, nº 223, pp. 135-40.
- Fan C., Wang G., Chen Y. y Ko C. (2009). Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in groundwater in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 407, 2165-2174.
- Fox M.A., Tran N.I., Groopman J.D. y Burke T.A. (2004). Toxicological resources for cumulative risk: an example with hazardous air pollutants. *Regul. Toxicol. Pharm.* 40, 305-311.
- García Martínez B., Carbone M.E., Piccolo M.C. y Perillo, G.M.E. (2008). Incidencia de la variabilidad hidrológica en la morfología de cauces del Arroyo Claromecó, Buenos Aires, Argentina. *Geographicalia* 54, 61-83.
- Golden Software (1999). Surface mapping system Inc. Surfer. Surfer version 7.00. Golden Software, Inc. Colorado. 619 pp.
- Hartley W.R., Englande A.J. y Harrington D.J. (1999). Health risk assessment of groundwater contaminated with methyl tertiary butyl ether (MTBE). *Water Sci. Technol.* 39, 305-10.
- Indermitte E., Saava A. y Karro E. (2009). Exposure to high fluoride drinking water and risk of dental fluorosis in Estonia. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 6, 710-721.
- Kavcar P., Sofuoğlu A. y Sofuoğlu S.C. (2009). A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 212, 216-27.
- Kuo H., Chiang T., Lo I., Lai J., Chan C. y Wan J. (1998). Estimates of cancer risk from chloroform exposure during showering in Taiwan. *Sci. Total Environ.* 218, 1-7.
- Lee S.C., Guo H., Lam S.M.J. y Lau S.L.A. (2004). Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. *Environ. Res.* 94, 47-56.
- Lejarraga H. y Orfila G. (1987). Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. *Arch. Argent. Pediatr.* 85, 209-222.
- Limbozzi F., Bonorimo A.G. y Avena M.J. (2005). Aspectos geoquímicas de flúor y arsénico en un acuífero loéssico. Cuenca del Arroyo Napostá Grande, Bahía Blanca. Actas. IV Congreso Argentino de Hidrogeología. Río Cuarto, Córdoba, 25 al 28 de octubre, 2005. Tomo 2, 113-123.
- Liu C.W., Ling C.N., Jang C.S., Ling L.P. y Tsai J.W. (2010). Assessing nitrate contamination and its potential health risk to Kinmen residents. *Environ. Geochem. Health* 33, 503-514.
- Massamaram M.D., Backer L.C. y Moll D.M. (2006). A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and development outcomes. *Environ. Health Persp.* 114, 320-327.
- McClintock T.R., Chen Y., Bundschuh J., Oliver J.T., Naroni J., Olmos V., Villaamil E., Habibul Ahsan L.H. y Parvez F. (2012). Arsenic exposure in Latin America: Biomarkers, risk assessments and related health effects. *Sci. Total Environ.* 429, 76-91.
- Moschandreas D.J. y Karuchit S. (2002). Scenario-parameter: a new method of cumulative risk uncertainty analysis. *Environ. Int.* 28, 247-261.
- Nguyen V.A., Bang S., Viet P.H. y Kim K.W. (2009). Contamination of groundwater and risk assessment for arsenic exposure in Ha Nam province, Vietnam. *Environ. Int.* 35, 466-472.
- NRC (1983). Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Research Council. National Academic Press. Washington DC., 191 pp.
- Oakes D. (1996). Nitrate in water. En: *Nitrates and nitrites in food and water* (Woodhead Publishing Limited, Ed.). Cambridge, Inglaterra, pp. 33-58.
- Othax N., Peluso F. y Usunoff, E. (2007). Los análisis de riesgo sanitario como herramientas para la gestión de los recursos hídricos en Argentina. REGA 4, 39-50.
- Othax N., Peluso F., González Castelain J. y Rodríguez M.L. (2010). Contaminantes presentes en el agua subterránea y superficial de la cuenca del Arroyo Azul y su riesgo sanitario integrado. Actas. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires, 21 al 24 de septiembre, 2010. Tomo II, pp. 415-421.
- Phan K., Sthiannopkao S., Kim K.W., Wong M.H., Sao V., Hashim J. H., Mohamed Yasin M.S. y Aljinid S.M. (2010). Health risk assessment of inorganic arsenic intake of Cambodia residents through groundwater drinking pathway. *Water Res.* 44, 5777-5788.
- Paoloni J.D., Sequeira M.E. y Fiorentino, C.E. (2005). Mapping of arsenic content and distribution in groundwater in the Southeast Pampa, Argentina. *J. Environ. Health* 67, 51-53.
- Pauwels H., Lachassagne P., Bordernave P., Foucher J.C. y Martelat A. (2001). Temporal variability of nitrate concentration in a schist aquifer and transfer to surface water. *Appl. Geochem.* 16, 583-596.
- Peluso F., González Castelain J., Othax, N. y Rodríguez M.L. (2007). Diagnóstico hidroambiental a escala rural y urbana del Partido de Tres Arroyos. Instituto de Hidrología de Llanuras de Azul. Documento N° 14, 227 pp.
- Peluso F., González Castelain J., Varela C. y Usunoff E. (2008). Evaluación preliminar del riesgo sanitario por

- agroquímicos en aguas del Arroyo Azul, provincia de Buenos Aires. Biol. Acuát. 24, 123-30.
- Peluso F., Othax N., y González Castelain J. (2009a). Riesgo sanitario por arsénico y fluoruro en Azul, prov. de Buenos Aires. Comparación de escenarios de exposición. Actas. VI Congreso Argentino de Hidrogeología, III Taller sobre arsénico en agua. Santa Rosa, La Pampa, 24 al 28 de agosto, 2009, pp. 41-50.
- Peluso F., Gonzalez Castelain J., Rodriguez L. y Othax, N. (2009b). Análisis preliminar del riesgo sanitario por metales pesados en aguas superficiales del partido de Tres Arroyos sujetas a baño recreativo. Biol. Acuát. 26, 167-175.
- Potts R.O. y Guy R.H. (1992). Predicting skin permeability. Pharm. Res. 9, 663-669.
- Proca C., Micu D., Danilescu C. y Manea F. (2009). Case study of the risk assessment of nitrates on human health in the west side of Romania. En: *Exposure and risk assessment of chemical pollution – Contemporary methodology* (L.I. Simeonov y M.A. Hassanien, Eds.). Springer, Sofia, Bulgaria, pp. 509-516.
- Ragas A.M.J., Oldenkamp R., Preekera N.L., Wernickeb J. y Schlinkb U. (2011). Cumulative risk assessment of chemical exposures in urban environments. Environ. Int. 872-881.
- RAIS (2011). The Risk Assessment Information System. En <http://www.rais.ornl.gov>
- Sadeq M., Moe C.L., Attarassi B., Cherkaoui I., Elaouad R. e Idrissi L. (2008). Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children aged 1-7 years in Moroccan areas. Int. J. Hyg. Environ. Health 211, 546-554.
- Smedley P.L., Niccolli H.B., Macdonald D.M.J., Barros A. J. y Tullio J.O. (2002). Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwater from La Pampa, Argentina. Appl. Geochem. 17, 259-284.
- Smedley P.L. y Kinniburg D.G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Appl. Geochem. 17, 517-568.
- Sun G. (2004). Arsenic contamination and arsenicosis in China. Toxicol. Appl. Pharmacol. 198, 268-271.
- Sun F., Chen J., Tong Q. y Zeng S. (2007). Integrated risk assessment and screening analysis of drinking water safety of a conventional water supply system. Water Sci. Technol. 56, 47-56.
- Susheela A.K. (1995). Epidemiological studies of health risk from drinking water naturally contaminated with fluoride. En: *Assessing and managing health risks from drinking water contamination: Approaches and applications* (E. Reichard y G. Zapponi, Eds.). IAHS Publication, Wallingford, Reino Unido, nº 223, pp. 123-134.
- Tolson J.K., Jordan K.E., Ochoa H.G. y Robert S.M. (2000). Development of Cleanup Target Level (CTLs) for Chapter 24, Code of Miami-Dade Country, Florida. Center of Environmental and Human Toxicology, University of Florida. Reporte técnico. Florida.
- Tseng W.P., Chu H.M. y How S.W. (1968). Prevelance of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. J. Natl. Cancer Inst. 40, 453-463.
- Tseng W.P. (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. Environ. Health Persp. 19, 109-119.
- USEPA (1989). EPA/540/1-89/002. Risk assessment guidance for superfund. Vol. 1: Human health evaluation manual (part A). United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington, D.C. 291 pp.
- USEPA (1992). EPA/600/Z-92/001. Guidelines for exposure assessment. United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 126 pp.
- USEPA (1997). Guidance on cumulative risk assessment. Part 1. Planning and scoping. Science Policy Council, United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 81 pp.
- USEPA (2001). EPA 540/R-02/002. Risk assessment guidance for superfund (RAGS), vol III - Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment. Office of Emergency and Remedial Response, United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. 37 pp.
- USEPA (2002). EPA/600/P-00/002B. Child-specific exposure factors handbook. National Center for Environmental Assessment, United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 448 pp.
- USEPA (2003). EPA/630/P02/001F. Framework for cumulative risk assessment. Risk Assessment Forum, United States Environmental Protection Agency. Washington DC. 109 pp.
- USEPA (2007). EPA/600/R-06/013F. Concepts, methods, and data sources for cumulative health risk assessment of multiple chemicals, exposures and effects: A resource document (Final Report). United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington, DC. 412 pp.
- USEPA (2008). IRIS (Integrated Risk Information System) Database. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris>
- USEPA (2009). EPA/600/R-07/064. Considerations for developing a dosimetry-based cumulative risk assessment approach for mixtures of environmental contaminants (Final Report). Washington, DC. 65 pp.
- USEPA (2011). IRIS (Integrated Risk Information System) Database. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris>
- Varni M., Weinzettel P. y Usunoff, E. (2006). Hidrogeología del Partido de Tres Arroyos, Provincia de

- Buenos Aires. Azul (prov. de Buenos Aires). Instituto de Hidrología de Llanuras. Informe Técnico. Azul, Buenos Aires, 154 pp.
- Villanueva A., Sciolli C., Vives L., Cazenave G., Gil F. y González M. (2006). Hidrología superficial en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires. Instituto de Hidrología de Llanuras. Informe Técnico. Azul, Buenos Aires, 61 pp.
- Wang G.S., Deng Y.C. y Lin T.F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Sci. Total Environ.* 387, 86-89.
- Wang S.X., Wang Z.H., Cheng X.T., Li J., Sang Z.P., Zhang X.D., Han L.L., Qiao S.Y. Wu, Z.M. y Wang Z.Q. (2007). Arsenic and fluoride exposure in drinking water: children's IQ and growth in Shanyin County, Shanxi province, China. *Environ. Health Persp.* 115, 643-647.
- Weinzettel P., Varni M. y Usunoff E. (2005). Caracterización hidrogeológica del área urbana y periorbana de la ciudad de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. Actas. IV Congreso Argentino de Hidrogeología. Río Cuarto, Córdoba, 25 al 28 de octubre, 2005. Tomo 2, 171-180.
- WHO (2008). Guideline for drinking-water quality. Incorporating 1st and 2nd Addenda, Recommendations. 3rd ed., vol. 1. World Health Organization. Ginebra, Suiza, 515 pp.
- WHO (2004). Fluoride in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization. Documento de referencia, 9 pp.
- WHO (2008). Guideline for drinking-water quality. Incorporating 1st and 2 nd Addenda, Recommendations. 3rd ed., vol. 1. World Health Organization. Ginebra, Suiza, 515 pp.
- Wu B., Zhang Y., Zhang X. y Cheng S. (2010). Health risk from exposure of organic pollutants through drinking water consumption in Nanjing, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 84, 46-50
- Zhang Q., Rodríguez-Lado L., Johnson C.A., Xue H., Shi J., Zheng Q. y Sun G., (2012). Predicting the risk of arsenic contaminated groundwater in Shanxi Province, Northern China. *Environ. Pollut.* 165, 118-123.