

Evaluación de riesgo a la salud y contaminantes en agua de bebida. Importancia de la ingesta de agua

Evaluation of health risk and contaminants in drinking water. Importance of the water intake

Othax, Natalia^{1,2}; Peluso, Fabio^{1,3}; González Castelain, José^{1,4}; Masson, Ignacio^{1,3}; Dubny, Sabrina^{1,2}

¹Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff" (UNCPBA - CIC - Municipalidad de Azul), República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ³Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA). ⁴Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Recibido: 24 de agosto de 2018

Aceptado: 09 de marzo de 2019

Resumen. Se evaluó la importancia del consumo diario de agua por ingesta en la evaluación de riesgo a la salud humana (ERS) de contaminantes presentes en agua subterránea de pozos domiciliarios en la ciudad de Azul, Argentina. El riesgo probabilístico acumulativo se calculó en base al modelo de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) para cuatro grupos de edad (5, 10, 15 años y adultos). Los resultados fueron comparados mediante la aplicación de un consumo diario de agua por ingesta estimado utilizado con frecuencia en la literatura frente a una cantidad ingerida local. De las seis variables usadas (Concentración de la sustancia peligrosa en el agua; Ingesta diaria de agua (*I*); Frecuencia de exposición; Duración de la exposición; Peso corporal del individuo expuesto; Factor de corrección para el tiempo promedio de exposición crónica), la *I* fue la variable más influyente en el valor del riesgo presentando diferencias significativas entre los resultados derivados de ambos tipos de *I*. La diferencia más alta fue en los 5 años de edad, grupo que presentó un riesgo acumulado asociado con *I* local 98% más bajo respecto del riesgo calculado utilizando *I* basada en la literatura. La selección de la *I* tuvo un impacto significativo en los resultados del riesgo, lo que sugiere una cuidadosa elección de las variables de entrada al modelo de la evaluación del riesgo para evitar subestimaciones o sobreestimaciones.

Palabras clave: Riesgo sanitario; Sustancias inorgánicas; Sustancias fenólicas; Agua de bebida.

Abstract. We evaluated the importance of the daily consumption of water by ingestion on health risk assessment (HRA) from pollutants present in shallow groundwater from residential wells in the city of Azul, Argentina. The probabilistic cumulative risk was calculated based on the model of the United States Environmental Protection Agency (USEPA) for four age groups (5, 10, 15 years and adults). The results were compared by applying a daily consumption of water by estimated intake frequently used in the literature against a local ingested amount. From the six variables used (Concentration of the hazardous substance in water, Daily water intake (*I*), Frequency of exposure, Duration of exposure, Body weight of the exposed individual, Correction factor for the average time of chronic exposure), *I* was the most influential variable in the value of risk, presenting significant differences between the results derived from both types of *I*. The highest difference was in the 5 years of age, a group that presented an accumulated risk associated with local *I* 98% lower regarding the risk calculated using *I* based on the literature. The selection of *I* had a significant impact on risk outcomes, suggesting a careful choice of input variables to the risk assessment model to avoid underestimation or overestimation.

Keywords: Health risk; Inorganic substances; Phenolic substances; Drinking water

Introducción

La evaluación de riesgos a la salud (ERS) es una herramienta de gestión que utiliza datos para estimar posibles efectos en la salud causados por la exposición con agentes físicos, químicos o biológicos dañinos en condiciones específicas de exposición (NRC 1994). El método de cuantificación aplicado con mayor frecuencia en la ERS es el enfoque determinístico (Schwab y col. 2005; Navoni y col. 2014). El modelo de ERS determinístico utiliza valores únicos para cada variable de entrada y obtiene un valor de riesgo único como resultado del modelo, sin ninguna indicación de la cantidad de incertidumbre o variación esperada alrededor de este

valor. El enfoque probabilístico puede resolver este problema al proporcionar distribuciones de probabilidad de riesgo que tengan en cuenta tanto la incertidumbre como la variabilidad de los parámetros de entrada (Burmester 1996; Thompson y Graham 1996; USEPA 2011). La ERS probabilística se ha aplicado con éxito para evaluar posibles efectos adversos para la salud de los contaminantes del agua (Hamidin y col. 2008; Chowdhury y col. 2009; Kavcar y col. 2009; Wu y col. 2011; Peluso y col. 2012 a, b; Peluso y col. 2016; Saha y col. 2017).

La decisión del investigador sobre qué valores de parámetros de exposición usar en el modelo ERS afecta la variabilidad, los niveles de incer-

tidumbre y podría inducir diferencias significativas en los resultados. Por lo tanto, las fuentes de incertidumbre y variabilidad deben tenerse en cuenta durante el proceso de ERS (NRC 1994; USEPA 2011). La cantidad de agua ingerida junto con otros parámetros del modelo de exposición (por ejemplo, concentración de la sustancia peligrosa, frecuencia y duración de la exposición, peso corporal del individuo expuesto) son tipos de variables de entrada utilizadas para calcular el riesgo en condiciones específicas por exposición a un agente potencialmente tóxico. El investigador que realiza la ERS debe definir estas "condiciones específicas" al elegir los valores de las variables de entrada para el cálculo de riesgo con el fin de minimizar el error. Estas fuentes de incertidumbre y variabilidad podrían estar asociadas a la edad del individuo expuesto, escenario de exposición (por ejemplo, la vía, la duración y la frecuencia de la exposición) y al tipo de tratamiento numérico dado a los parámetros (enfoque determinístico o probabilístico). Una vez que se aplica el modelo de riesgo, la variabilidad e incertidumbre de los parámetros de entrada se incluyen en la salida del modelo que muestra los resultados de la evaluación del riesgo.

La mayoría de las publicaciones sobre ERS en las que se utiliza el consumo de agua por ingesta, se basan en valores de consumo de agua establecidos por USEPA (Ni y col. 2009; Kumar y Xagorarakis 2010; Wu y col. 2010; Legay y col. 2011; Wu y col. 2011; Amjad y col. 2013; Pentamwa y col. 2013; Kelepertzis 2014; Şener y col. 2017; Singh y Kumar 2017, entre muchos otros). Sin embargo, las ERS en las cuales el consumo de agua por ingesta se basa en las condiciones locales son menos comunes (Kavcar y col. 2009; Phan y col. 2010; Jamaludin y col. 2013; Wongsasuluk y col. 2014).

El consumo de agua por ingesta suele ser el parámetro más influyente del análisis de riesgo, como se mencionó en un estudio anterior (Othax y col. 2014) y en otro más reciente (Fallahzadeh y col. 2018). Cuando no hay datos locales disponibles sobre el consumo de agua, se utilizan referencias de otras fuentes, lo que aumenta la incertidumbre del valor de riesgo final debido a las condiciones experimentales potencialmente diferentes en las que se estimaron.

La ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires tiene una superficie de 90,5 km² (área urbana más periurbana). Si bien casi la totalidad de la planta urbana está cubierta por la red de agua potable, es frecuente la tenencia de pozos de

agua para consumo humano en los domicilios. Nuestra hipótesis es que la ingesta diaria de agua según la literatura (por ejemplo de USEPA) es mucho más alta que la ingesta local de pozos domiciliarios para nuestra área de estudio y esta sobreestimación de la exposición humana a contaminantes del agua podría conducir a decisiones erróneas de gestión de recursos hídricos que afectan la salud pública.

El objetivo del presente estudio es corroborar esta hipótesis comparando los resultados de ERS basados en la ingesta de agua de la literatura (USEPA 2002) con los basados en una ingesta de agua generada localmente obtenida con datos de una encuesta in-situ en la que se consideraron cuatro grupos de edades.

Material y métodos

Área de estudio

La cuenca del arroyo del Azul (6.000 km²) se encuentra en el centro de la provincia de Buenos Aires (36° 00' / 37° 20' S - 60° 12' / 58° 52' W). La ciudad de Azul, ubicada en la cuenca, es la ciudad cabecera del partido homónimo, cuenta con una población de 60.000 habitantes y es el área urbana más poblada de la cuenca. La ciudad tiene una amplia cobertura de agua potable que es suministrada por la compañía de provisión de agua de la ciudad. Esta red alcanza el 98% de los hogares. Sin embargo, a pesar de la amplia cobertura de la red de agua, hay pozos domiciliarios de aguas poco profundos que se usan ocasionalmente para beber y para otros fines (por ejemplo, ducharse), aunque su uso está prohibido por ley. Mediante el uso de agua de pozo, las personas pueden estar expuestas directa o indirectamente a sustancias tóxicas (Figura 1).

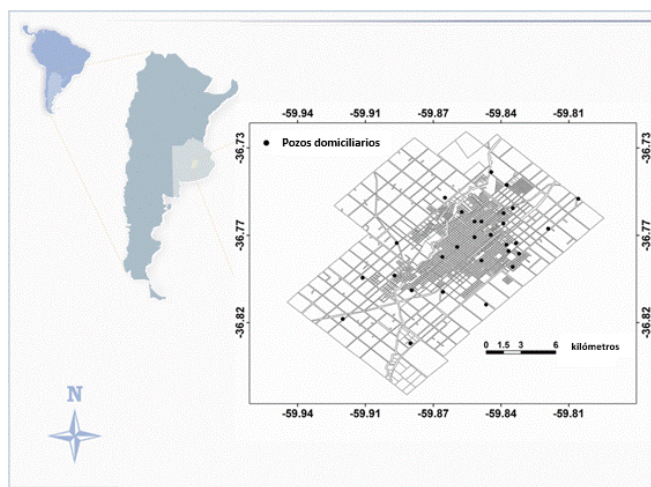


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de los pozos domiciliarios. Ciudad de Azul, Argentina.

La estimación del riesgo se realizó en cuatro grupos de edad diferentes (5, 10 y 15 años y adultos, de 20 años en adelante) expuestos a varias sustancias peligrosas en el agua de pozo usada para beber. La dosis diaria promedio de exposición a las sustancias químicas se estimó probabilísticamente usando la *Ecuación 1* del modelo cuantitativo de USEPA (1989, 1992).

$$DDP = \frac{C * I * FE * DE}{[Pc * FC]} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

DDP = la dosis diaria promedio del contaminante debido a la ingesta de agua (mg/kg/día),

C = la concentración de la sustancia peligrosa en el agua (mg/L),

I = ingesta diaria de agua (L/día),

FE = la frecuencia de exposición (día/año),

DE = la duración de la exposición (año),

Pc = el peso corporal del individuo expuesto (kg),

FC = el factor de corrección para el tiempo promedio de exposición crónica (duración estadística de la vida humana: 30 años * 365 días).

Los valores de riesgo que representan los efectos no carcinogénicos de las sustancias peligrosas se calcularon utilizando el cociente de riesgo (*CR*) (USEPA 1989) (*Ecuación 2*), el cual implica la relación entre la dosis diaria promedio (*DDP*) y la dosis de referencia toxicológica (*DRf*) para cada sustancia química involucrada. Si *CR* es menor que 1.0, el riesgo para la salud no carcinogénico se asume no significativo (USEPA 1989).

$$CR = \frac{DDP}{DRf} \quad \text{Ecuación 2}$$

Cada variable de entrada del modelo de *DDP* se define mediante una función de densidad de probabilidad (*FDP*). En consecuencia, el *CR* es también una *FDP*. Los parámetros estadísticos se tomaron de cada *FDP* y se utilizaron como descriptores cuantitativos.

Variables de entrada del modelo ERS

Concentración de la sustancia peligrosa (*C*)

Las muestras estacionales de agua subterránea fueron recolectadas en 30 pozos domésticos activos (10 a 20 m de profundidad) distribuidos en toda el área urbana. El estudio totalizó 16 eventos de muestreo entre 2002 y 2007. Las muestras de agua se recolectaron de acuerdo con técnicas estándar y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis. Las muestras de agua para determinaciones de metales y sustancias inorgánicas se colectaron en botellas de polietileno

de alta densidad. Se usaron botellas de vidrio ámbar con tapas internas de teflón para las muestras de sustancias fenólicas.

Las muestras fueron analizadas por un laboratorio certificado según lo establecido por la autoridad de protección ambiental competente. Se utilizó un espectrómetro atómico de absorción Varian SpectraAA55 para medir las concentraciones de metales (es decir, Pb, Cr, Cd) siguiendo el procedimiento estándar de la USEPA (SW 846 M 7420, SW 846 M 7190, SW 846 M 7130). Para la concentración de As, se empleó un espectrofotómetro visible Cintra 6 UV de GBC según el método SM M 3500 As C. Para la determinación de sustancias fenólicas (CAS 108-95-2) se utilizó un espectrofotómetro visible UV Cintra 6 UVC según el método USEPA SW 846 M 9065. Las concentraciones de fluoruro y nitrato se midieron utilizando espectrofotómetro Thermo Scientific AquaMate UV Vis de acuerdo a SM 4500 NO₃- B.

Las distribuciones de las concentraciones de cada sustancia fueron ajustadas a la función de distribución de probabilidad de mejor ajuste con la ayuda de Crystal Ball 7.1 (Decisioneering 2007) (*Tabla 1*). El software compara los datos de concentración con cada una de las distribuciones de probabilidad continuas (por ejemplo beta, normal, lognormal), seleccionando la que mejor se ajusta después de ejecutar las pruebas de bondad de ajuste de Anderson Darling para detectar el conjunto de parámetros de la distribución que mejor describe las características de los datos.

Las concentraciones de las sustancias no detectadas se reemplazaron por el límite superior de confianza del 95% (UCL) de la media aritmética de sus concentraciones detectadas. La estimación de UCL se realizó utilizando el software ProUCL v.3 (USEPA 2004), que realiza una serie de pruebas paramétricas y no paramétricas y sugiere el valor de UCL más apropiado para usar en función de la distribución de los datos.

Ingesta de agua (*I*), frecuencia de exposición (*FE*), duración de la exposición (*DE*) y peso corporal (*Pc*)

Las *Tablas 2* y *3* presentan los parámetros descriptivos de las diferentes variables de entrada del modelo de exposición para los cuatro grupos de edades.

La ingesta de agua (*I*) se estimó en base a encuestas realizadas en seis barrios. Los barrios se agruparon según condiciones socioeconómicas similares mediante la aplicación de un

índice de vulnerabilidad denominado Sistema Integrado de Criterios Socio-económicos (SIC) (Peluso y col. 2003).

El SIC está compuesto por variables de entrada que representan los niveles de educación, salud e ingresos tomados del censo de Población, Vivienda y Hogares de Argentina (INDEC 2001) y de un conjunto de datos locales de 2005 proporcionados por el Municipio de Azul. La aplicación del SIC permitió seleccionar tres pares de barrios agrupados por condiciones socioeconómicas similares para lograr una muestra representativa de la población de la ciudad. Las encuestas se realizaron entre diciembre de 2010 y febrero de 2011, adoptando un método de muestreo aleatorio estratificado. El número de encuestados fue 418 ($n = 418$), y

cada encuestado representó a su propio grupo familiar. Este valor n es representativo de las 6516 personas que vivían en los seis barrios. El cálculo del n se realizó según la fórmula de Sierra Bravo (1994), con datos de población según INDEC (2008). La encuesta incluyó preguntas sobre la existencia de pozos activos de agua en el hogar, volumen de agua que consumen los miembros del hogar, ya sea directa o indirectamente (por ejemplo, té, jugo) composición de la familia, edad y género de los miembros de la familia, sus patrones de consumo de agua, entre otras cuestiones. Las FDP de los pesos corporales (P_c) para cada uno de los cuatro grupos de edad se basaron en Lejarraga y Orfila (1987). FE y DE fueron definidos por juicio propio (Othax y Peluso 2014).

Table 1. Límite de Cuantificación (LC, ug/L), Dosis Oral de Referencia (DR_f , ug/kg/día) y concentraciones de las sustancias presente en agua (ug/L).

| Sustancia | LC | DR_f | | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | MA ⁴⁾ | DE ⁵⁾ |
|------------------------------|--------------|--------|------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|
| | | Valor | Fuente | | | | | |
| NO ₃ ⁻ | No informado | 7.040 | USEPA 2018 | Weibull | 98,8 | 250.882 | 44.531 | 37.326 |
| F ⁻ | No informado | 60 | USEPA 2018 | Lognormal | 345 | 3.090 | 1.177 | 487 |
| Pb | 2 | 0,8 | TDP 2005 | Mínimo | 3,32 | 8,94 | 5,11 | 1,17 |
| Cr | 2 | 3 | USEPA 2018 | Logística | 2,7 | 4,26 | 2,99 | 0,245 |
| As | 3 | 0,3 | USEPA 2018 | Logística | 20 | 49,68 | 31,51 | 6,74 |
| Cd | 0,5 | 0,5 | USEPA 2018 | Logística | 1,01 | 1,79 | 1,33 | 0,117 |
| Sustancias fenólicas | 4 | 300 | USEPA 2018 | Triangular | 5,66 | 6 | 5,83 | 0,0996 |

Referencias: ¹⁾ T dist: tipo de distribución; ²⁾ Min: mínimo; ³⁾ Max: máximo; ⁴⁾ MA: media aritmética; ⁵⁾ DE: desvío estándar.

Table 2. Parámetros del modelo de distribución de probabilidad y estadísticos descriptivos de la ingesta de agua (I , L/día).

| Edad | I | | | | | | | | | | | | Valor P |
|--------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------|-----------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|----------|
| | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | MA ⁴⁾ | DE ⁵⁾ | Fuente | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | MA ⁴⁾ | DE ⁵⁾ | Fuente | |
| 5 | Log ⁶⁾ | 0,004 | 1,89 | 0,410 | 0,409 | USEPA 2002 | Logis ⁷⁾ | 0,000008 | 0,06 | 0,011 | 0,009 | Encuestas locales | < 0,01 * |
| 10 | | 0,003 | 1,91 | 0,43 | 0,43 | | Min ext ⁸⁾ | 0,00002 | 1,25 | 0,3295 | 0,21 | | < 0,01 * |
| 15 | | 0,007 | 2,54 | 0,55 | 0,54 | | 0,019 | 1,07 | 0,3291 | 0,20 | < 0,01 * | | |
| Adulto | | 0,148 | 3,82 | 0,95 | 0,83 | | 0,081 | 3,26 | 1,03 | 0,62 | < 0,01 * | | |

Referencias: *Diferencia significativa ($P < 0,05$); ¹⁾ T dist: tipo de distribución; ²⁾ Min: mínimo; ³⁾ Max: máximo; ⁴⁾ MA: media aritmética; ⁵⁾ DE: desvío estándar; ⁶⁾ Log: log normal; ⁷⁾ Logis: logística; ⁸⁾ Min ext: mínimo extremo.

Table 3. Parámetros del modelo de distribución de probabilidad y estadísticos descriptivos de la frecuencia de exposición (FE , días/año), duración de la exposición (DE , años) y peso corporal (P_c , kg).

| Edad | FE | | | | DE | | | | P_c | | | | | Fuente |
|--------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------------|
| | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | Mo ⁴⁾ | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | Mo ⁴⁾ | T dist ¹⁾ | Min ²⁾ | Max ³⁾ | MA ⁵⁾ | DE ⁶⁾ | |
| 5 | Tri ⁷⁾ | 300 | 360 | 330 | Tri ⁷⁾ | 1 | 30 | 15 | Norm ⁸⁾ | 14 | 26 | 20 | 3 | Lejarraga y Orfila 1987 |
| 10 | | | | | | | | | | 24 | 45 | 34 | 6 | |
| 15 | | | | | | | | | | 34 | 74 | 50 | 7 | |
| Adulto | | | | | | | | | | 59 | 103 | 77 | 7 | |

Referencias: ¹⁾ T dist: tipo de distribución; ²⁾ Min: mínimo; ³⁾ Max: máximo; ⁴⁾ Mo: moda; ⁵⁾ MA: media aritmética; ⁶⁾ DE: desvío estándar;

⁷⁾ Tri: triangular; ⁸⁾ Norm: normal

Resultados y discusión

La Tabla 4 presenta los percentiles 95 de la FDP de riesgo para cada sustancia y para todas las sustancias combinadas (es decir, exposición acumulada) organizadas por grupo de edad y utilizando los dos tipos de *I*. El uso de *I* basada en los datos de encuesta local representó una reducción del valor de riesgo en los cuatro grupos de edad en comparación con el uso de *I* de literatura. Los valores de riesgo acumulados disminuyeron sus rangos de 98,4% (grupo 5 años) a 29,7% (adultos).

Cuando se usó la *I* de la literatura, el riesgo acumulado disminuyó con el aumento de la edad. Sin embargo, cuando se aplicó la *I* basada en los datos de la encuesta local, la tendencia de la variación del riesgo con la edad fue diferente: adultos > 10 años > 15 años > 5 años. El adulto, respecto de los demás estratos de edades, si

bien presenta mayor Pc, presentó *I* mayores y valores de riesgo más altos. En los estratos de 10 y 15 años se presentaron valores de ingesta locales semejantes, sin embargo, este último, presentó mayores valores de Pc, respecto del estrato de 10 años y los valores de riesgo fueron menores. El estrato de 5 años, si bien presenta bajos valores de Pc, también registra bajos valores de *I*, y el menor valor de riesgo.

La comparación entre ambos tipos de FDPs de riesgo acumulativo dentro de cada uno de los cuatro grupos de edad usando la prueba de Mann-Whitney mostró diferencias significativas ($P < 0,05$). Por otro lado, la evaluación de los riesgos acumulativos asociados con cada tipo de *I* entre grupos de edad mostró que cada uno de los cuatro valores de riesgo acumulativos fue significativamente diferente entre sí según la prueba de Kruskal Wallis ($P < 0,05$).

Table 4. Resultado de riesgo (percentil 95 de la función de densidad de probabilidades de riesgo).

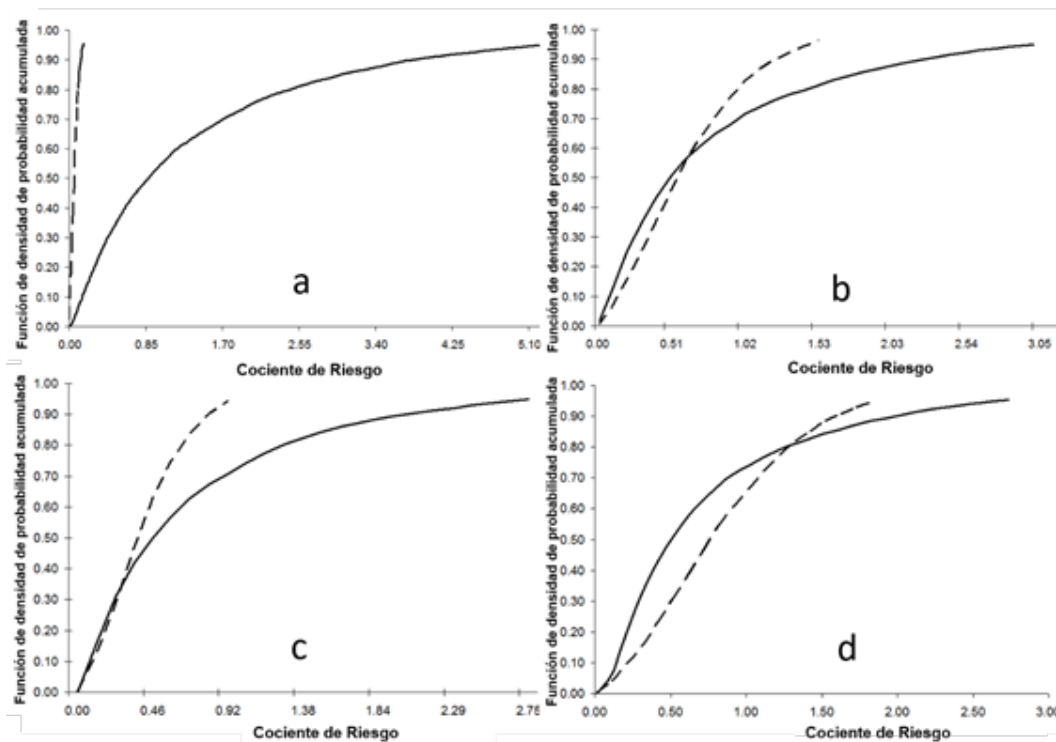
| Edad | Sustancias | | Riesgo(P ⁹⁵) | | | |
|-------------|-------------------|------------------------------|--------------------------|---------------|--------------|---------|
| | | | Ingesta literatura | Ingesta local | Diferencia % | Valor P |
| 5 | Metales | Pb | 0,231 | 0,0036 | 98,44 | < 0,01* |
| | | Cr | 0,0352 | 0,000534 | 98,48 | < 0,01* |
| | | As | 3,84 | 0,0577 | 98,5 | < 0,01* |
| | | Cd | 0,0927 | 0,00142 | 98,47 | < 0,01* |
| | Otras inorgánicas | NO ₃ ⁻ | 0,291 | 0,00528 | 98,19 | < 0,01* |
| | | F ⁻ | 0,689 | 0,0120 | 98,26 | < 0,01* |
| | Orgánicas | Sustancias Fenólicas | 0,000692 | 0,0000104 | 98,49 | < 0,01* |
| Acumulativo | | 4,98 | 0,0766 | 98,46 | < 0,01* | |
| 10 | Metales | Pb | 0,141 | 0,0674 | 52,03 | < 0,01* |
| | | Cr | 0,0222 | 0,0103 | 53,6 | < 0,01* |
| | | As | 2,33 | 1,12 | 51,92 | < 0,01* |
| | | Cd | 0,0592 | 0,0275 | 53,63 | < 0,01* |
| | Otras inorgánicas | NO ₃ ⁻ | 0,176 | 0,101 | 42,26 | 0,02* |
| | | F ⁻ | 0,457 | 0,234 | 48,67 | 0,01* |
| | Orgánicas | Sustancias fenólicas | 0,000434 | 0,000198 | 54,26 | 0,0432* |
| Acumulativo | | 3,11 | 1,44 | 53,73 | 0,281* | |
| 15 | Metales | Pb | 0,119 | 0,0439 | 63,16 | < 0,01* |
| | | Cr | 0,0184 | 0,00647 | 64,88 | < 0,01* |
| | | As | 2,01 | 0,707 | 64,81 | < 0,01* |
| | | Cd | 0,0486 | 0,0172 | 64,65 | < 0,01* |
| | Otras inorgánicas | NO ₃ ⁻ | 0,141 | 0,0633 | 55,26 | < 0,01* |
| | | F ⁻ | 0,3770 | 0,149 | 60,49 | < 0,01* |
| | Orgánicas | Sustancias Fenólicas | 0,000352 | 0,000125 | 64,36 | < 0,01* |
| Acumulativo | | 2,64 | 0,965 | 63,41 | < 0,01* | |
| Adulto | Metales | Pb | 0,114 | 0,0866 | 24 | < 0,01* |
| | | Cr | 0,0182 | 0,0126 | 30,57 | < 0,01* |
| | | As | 1,93 | 1,37 | 28,71 | < 0,01* |
| | | Cd | 0,0482 | 0,0336 | 30,26 | < 0,01* |
| | Otras Inorgánicas | NO ₃ ⁻ | 0,144 | 0,128 | 11,59 | < 0,01* |
| | | F ⁻ | 0,375 | 0,284 | 24,23 | < 0,01* |
| | Orgánicas | Sustancias Fenólicas | 0,000354 | 0,000242 | 31,5 | < 0,01* |
| Acumulativo | | 2,57 | 1,8 | 29,77 | < 0,01* | |

Referencias: *Diferencia significativa ($P < 0,05$)

La Figura 2 muestra las FDPs de riesgo acumulativo para los cuatro grupos de edad. El grupo de 5 años de edad presentó la mayor diferencia entre las FDPs de riesgo asociados con los datos de la literatura y con la *I* local (Figura 2a). El percentil 95 de 5 años de edad basado en la *I* local estaba por debajo del límite de segu-

ridad (0,0766) pero el basado en la *I* de la literatura estaba por encima de éste (4,98). Como se mencionó anteriormente, para el grupo de edad de 5 años, el uso de datos basados en la literatura representó una sobreestimación de 98,4% del riesgo en comparación con el uso de datos locales.

Figura 2. Funciones de densidad de probabilidad acumulada de riesgo hasta el percentil 95 para los cuatro grupos de edad.



Referencias: (a) 5 años, (b) 10 años, (c) 15 años, (d) adultos. Líneas discontinuas: basado en *I* de encuesta local. Líneas continuas: basado en *I* de literatura.

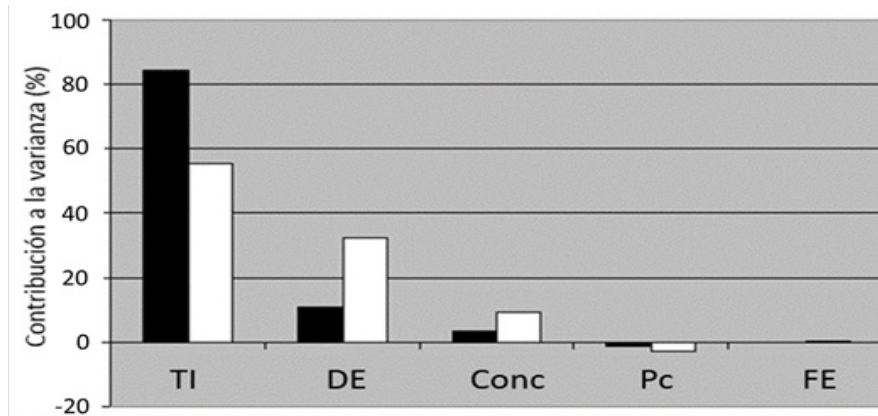
El grupo de edad adulta mostró una diferencia menor entre las FDPs de riesgo calculados utilizando la ingesta local y la ingesta de la literatura (Figura 2d). Ambos percentiles 95 de los valores de riesgo de adultos estaban por encima del límite de seguridad (los valores fueron 2,57 cuando se usó la *I* de la literatura y 1,80 cuando se usó la *I* de los datos de la encuesta local). El uso de *I* de la literatura representó una sobreestimación de riesgo de 29,7% para este estrato de edad ($P < 0,05$). Los grupos 10 y 15 años mostraron diferencias de magnitud intermedia. La sustancia más riesgosa para los cuatro grupos de edad fue As, con un valor de riesgo que representa casi el 75% del riesgo acumulado para ambos tipos de *I*. Usando la *I* de la litera-

tura, se generaron riesgos por encima del límite de seguridad, siguiendo una tendencia general de valores de riesgo-edad similar a la del riesgo acumulativo. Cuando se aplicó la *I* de la encuesta local, los valores de riesgo de As estaban por encima del límite de seguridad solo para los grupos de 10 años y adultos, aunque para el grupo de 15 años el valor estaba cerca de este límite. Para el grupo 5 años, el valor de riesgo de As estaba por debajo del límite de seguridad. Sólo dos variables de modelo de entrada variaron entre los grupos de edad: *I* y *Pc*. Para analizar qué variable fue la principal contribuyente a la FDP de riesgo, se realizó un análisis de sensibilidad basado en la FDP del riesgo acumulativo del grupo de 5 años. La variable de entrada

que más contribuyó a la variabilidad de la FDP del riesgo fue la *I* (ambos tipos de *I*) (Figura 3). La *I* contribuyó en más del 55% (*I* de encuesta local) y más del 80% (*I* basada en la literatura) a la varianza total de cada FDP del riesgo. Otra variable de entrada que varió entre los grupos de edad fue *Pc*, pero su efecto fue insignifican-

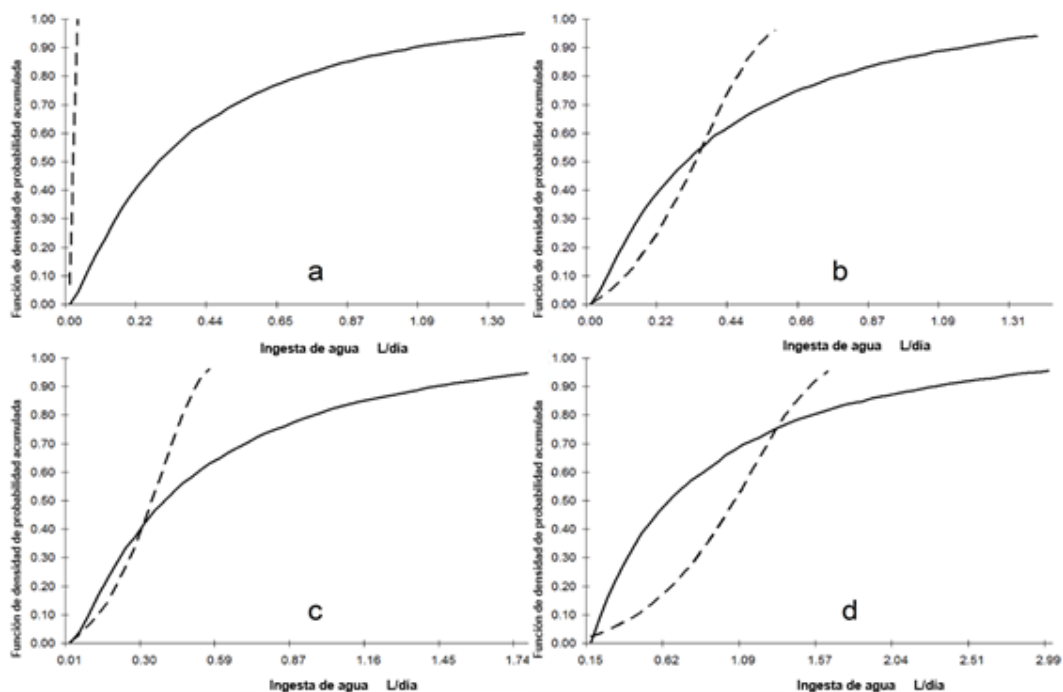
te para ambos tipos de *I* (casi -1 y -3% para la literatura y para las *I* basadas en encuestas locales, respectivamente). La gran contribución de la *I* a la FDP de riesgo, independientemente del tipo de *I*, confirma nuestra hipótesis de que la ingesta de agua es el parámetro más influyente en la HRA probabilística.

Figura 3. Resultado del análisis de sensibilidad realizado en el grupo 5 años para arsénico en agua.



Referencias: Funciones de densidad de probabilidad de riesgo basadas en la ingesta de la encuesta local (barras blancas) y en la ingesta basada en la literatura (barras negras). *I*: Tasa de ingesta; *DE*: Duración de la exposición; *Conc*: Concentración de As; *Pc*: Peso corporal; *FE*: Frecuencia de exposición.

Figura 4. Funciones de densidad de probabilidad acumulada de la *I* hasta el percentil 95 para los cuatro grupos de edad.



Referencias: (a) 5 años, (b) 10 años, (c) 15 años, (d) adultos. Líneas discontinuas: basadas en encuesta local. Líneas continuas: basadas en la literatura.

La declaración mencionada anteriormente implica que cada FDP de riesgo tenía una tendencia similar a la FDP de la *I* correspondiente. La *Figura 4* muestra ambos tipos de FDP de *I* para los cuatro grupos de edad. La *I* de la literatura varía gradualmente debido principalmente a las demandas naturales del cuerpo morfofisiológico que evolucionan con la edad.

Este cambio natural de la *I* con la edad también se aplica al *Pc* (*Tablas 3 y 4*). La relación numérica entre estas dos variables de entrada explica la tendencia seguida por el cambio de los valores de riesgo con la edad: 5 años > 10 años > 15 años > adultos. La *I* de encuesta local no cambió con la edad y, por lo tanto, el riesgo tampoco cambió. La mayor diferencia se detectó en el grupo de edad 5 años, en el que la *I* de encuesta local fue mucho más baja que la *I* basada en la literatura. Esta disparidad de ingestas de agua generó diferencias estadísticamente significativas entre los valores de riesgo. La diferencia entre ambos tipos de riesgo para el grupo de 5 años se atribuye a la gran cantidad de niños que no consumen agua de pozos poco profundos (88,88%). Esto se debe principalmente a que las madres comúnmente se niegan a ofrecer agua de pozo a sus hijos porque no se sienten seguras sobre su calidad (Othax y Peluso 2014). La diferencia fue mayor en los grupos 10 y 15 años que en el grupo de 5 años. Cuando se evalúa la exposición a contaminantes en el agua potable, el volumen de agua consumida es un parámetro esencial que se debe conocer (Ji y col. 2010; Mons y col. 2007). Aunque la *I* se usa con frecuencia como una variable de entrada determinista en los cálculos de riesgo (Lee y col. 2004; Tokmak y col. 2004; Uyak 2006; Khan y col. 2016; Rasool y col. 2015; Song y col. 2017; Wang y col. 2018), el análisis de sensibilidad mostró que la *I* tuvo el mayor impacto en el resultado de la HRA probabilística que realizamos. Esto es consistente con los resultados de estudios previos que han indicado a la *I* como el parámetro de mayor impacto (Othax y col. 2014; Fallahzadeh y col. 2018) o uno de los parámetros de mayor impacto en los resultados de riesgo (Saha y col. 2017; Zhang y col. 2017).

Hay muchos factores que podrían influir en la cantidad diaria de agua consumida, tales como las diferencias fisiológicas debido a la raza, la edad, el género, las actividades físicas, las condiciones geometeorológicas (clima y topografía) y los factores culturales (hábitos laborales y de ocio). Además, la tasa de ingesta de agua

también podría verse afectada por cambios en el estilo de vida, como las variaciones en los hábitos alimenticios.

Teniendo en cuenta todos los factores anteriores que influyen en la ingesta de agua y, por lo tanto, afectan los resultados de las evaluaciones de riesgo, nuestro estudio fue capaz de demostrar que el uso de la *I* basada en datos de la literatura podría generar una sobreestimación de riesgo del 29,7 a 98,4% según el grupo de edad considerado (adultos y 5 años, respectivamente). Por lo tanto, el volumen de agua ingerida debe determinarse cuidadosamente, ya que los supuestos basados en la literatura podrían causar escenarios de exposición poco realistas que podrían conducir a sobreestimaciones de riesgo.

Conclusiones

El estudio mostró que la ingesta de agua (*I*) fue la variable más influyente en la ERS. Los valores de riesgo presentaron diferencias significativas entre los resultados derivados de las dos *I* evaluadas (encuesta local y bibliografía) con valores de riesgo más bajos al utilizar la *I* basada en la encuesta local. La mayor diferencia fue para el grupo 5 años que presentó una diferencia de 98,4% entre ambos riesgos. La diferencia se mantuvo para los grupos 10 y 15 años, siendo del 53,7 y 63,4%, respectivamente. En adultos, la diferencia disminuyó 29,7%. La elección del valor de *I* influye en gran medida en los resultados de la evaluación del riesgo. Al conocer la tasa de ingesta de agua *in situ* y tener este valor variable discriminado por grupos de edad, se podría realizar una evaluación de riesgos más realista, evitar las sobre-estimaciones de riesgos y reducir la incertidumbre. Este trabajo contribuye al conocimiento sobre los métodos de estimación de riesgos por el consumo de agua contaminada para proteger de la salud de la población. La identificación de posibles sobreestimaciones de consumo de aguas ayudaría a evitar resultados de evaluación de riesgos inexactos y a mejorar las decisiones de gestión del agua.

Agradecimientos: El estudio fue financiado por la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA, Argentina), por la Comisión de Investigación Científica de la Provincia de Buenos Aires (CIC, Argentina), por el Consejo Nacional de Investigación Científica y Técnica (CONICET, Argentina) y por la Agencia Nacional para la Promoción de la Ciencia y la Tecnología (ANPCyT PID 452, Argentina). Agradecemos a Fátima Altoaguirre y Natalia de Libano por los análisis químicos y a Enrique Queupan, Matías Silicani y Joaquín Rodríguez por su valiosa ayuda durante los estudios de campo.

Bibliografía citada

Amjad H., Hashmi I., Rehman M.S.U., Awan M.A., Ghaffar S., Khan Z. Cancer and non-cancer risk assessment of trihalomethanes in urban drinking water supplies of Pakistan. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2013;91:25-31.

Burmester D.E. Benefits and costs of using probabilistic techniques in human health risk assessments with an emphasis on site-specific risk assessments. *Hum Ecol Risk Assess.* 1996;2(1):35-43.

Chowdhury K.H., Husain T., Veitch B., Hawboldt K. Probabilistic risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in produced water. *Hum Ecol Risk Assess.* 2009;15(5):1049-1063.

Decisioneering. Crystal Ball version 7.1 [software]. 16 de Febrero de 2007. [Consulta: 15 de marzo de 2018]. Disponible en: <http://www.crystalball.com>.

Fallahzadeh R.A., Miri M., Taghavi M., Gholizadeh A., Anbarani R., Hosseini-Bandegharai A., Ferrante M., Oliveri Conti G. Spatial variation and probabilistic risk assessment of exposure to fluoride in drinking water. *Food Chem Toxicol.* 2018;113:314-321.

Hamidin N., Yu Q.J., Connell D.W. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. *Water Res.* 2008;42(13):3263-3274.

Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina (INDEC). Censo de Población, Viviendas y Hogares por Radios Censales para la ciudad de Azul, Buenos Aires [CD-ROM]; 2001.

Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina (INDEC) [en línea]. Ministerio de Economía y Producción. Secretaría de Política Económica. Estimaciones de población total por departamento y año calendario. Período 2001-2010. N° 34. Serie Análisis Demográfico. Argentina. 2008. [Consulta: 18 de mayo de 2018]. Disponible en: <https://www.indec.gov.ar/nuevaweb/cuadros/2/estimaciones-serie34.pdf>.

Jamaludin N., Sham S.M., Ismail S.N.S. Health risk assessment of nitrate exposure in well water of residents in intensive agriculture area. *Am J Appl Sci.* 2013;10(5):442-448.

Ji K., Kim Y., Choi K. Water intake rate among the general Korean population. *Sci Total Environ.* 2010;408(4):734-739.

Kavcar P., Sofuoglu A., Sofuoglu S.C. A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway. *Int J Hyg Environ Health* 2009;212(2):216-227.

Kelepertzis E. Investigating the sources and potential health risks of environmental contaminants in the soils and drinking waters from the rural clusters in Thiva area (Greece). *Ecotoxicol Environ Saf.* 2014;100:258-265.

Khan S., Rauf R., Muhammad S., Qasim, M., Din, I. Arsenic and heavy metals health risk assessment through drinking water consumption in the Peshawar District, Pakistan. *Hum Ecol Risk Assess.* 2016;22(3):581-596.

Kumar A., Xagorarakis I. Human health risk assessment of pharmaceuticals in water: An uncertainty analysis for meprobamate, carbamazepine, and phenytoin. *Regul Toxicol Pharmacol.* 2010;57(2-3):146-156.

Lee S.C., Guo H., Lam S.M.J., Lau S.L.A. Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. *Environ Res.* 2004;94(1):47-56.

Legay C., Rodriguez M.J., Sadiq R., Sérodes J.B., Levallois P., Proulx F. Spatial variations of human health risk associated with exposure to chlorination by-products occurring in drinking water. *J Environ Manage.* 2011;92(3):892-901.

Lejarraga H., Orfila G. Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. *Arch Arg Pediatr.* 1987;85:209-222.

Mons M.N., Van der Wielen J.M.L., Blokker E.J.M., Sinclair M.I., Hulshof K.F.A.M., Dangelndorf F., Hunter P.R., Medema G.J. Estimation of the consumption of cold tap water for microbiological risk assessment: an overview of studies and statistical analysis of data. *J Water Health* 2007;5:151-170.

National Research Council (NRC). Science and Judgement in Risk Assessment. National Academic Press, Washington, DC, 1994.

Navoni J.A., De Pietri D., Olmos V., Gimenez C., Bovi Mitre G., de Titto E., Villaamil Lepori E.C. Human health risk assessment with spatial analysis: study of a population chronically exposed to arsenic through drinking water from Argentina. *Sci Total Environ.* 2014;499:166-174.

Ni F., Liu G., Jian Y., Ren H., Yang S. Arc-GIS based rural drinking water quality health risk assessment. *J Water Resour Prot.* 2009;1(5):351-361.

Othax N., Peluso F. Riesgo sanitario por ingesta local de agua y de valores de la bibliografía en la ciudad de Azul, Argentina. Argentina [CD-ROM]. II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Santa Fé; 2014.

Othax N., Peluso F., González Castelain J. Riesgo a la salud integrado por fluoruros, nitratos y arsénico en agua subterránea: caso del partido de Tres Arroyos, Argentina. *Rev Int Contam Ambiental* 2014;30(1):27-41.

Peluso F., Gonzalez Castelain J., Rodriguez L., Othax N. Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Hum Ecol Risk Assess.* 2012b;18:1186-1215.

Peluso F., Masson I., González Castelain J., Othax N., Dubny S. Uncertainties in age-and gender-based health risk assessment for recreational bathing: Arsenic in Del Azul stream, Argentina. *Hum Ecol Risk Assess.* 2016;22(3):753-774.

Peluso F., Othax N., Gonzalez Castelain J., Dubny S. Applying health risk analysis to assess the chemical quality of water for recreational bathing: Case of Tres Arroyos Creek, Buenos Aires, Argentina. *Hum Ecol Risk Assess.* 2012a;20(1):45-68.

Peluso F., Usunoff E., Entraigas I. Integración de parámetros socioeconómicos en estudios espaciales de riesgo sanitario mediante el uso de herramientas multicriterio, *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 2003;(3):186-198.

Pentamwa P., Sukton B., Wongklom T., Pentamwa S. Cancer Risk Assessment from Trihalomethanes in Community Water Supply at Northeastern Thailand. *Int J Environ Sci Dev.* 2013;4(5):538-544.

Phan K., Sthiannopkao S., Kim K.W., Wong M.H., Sao V., Hashim J.H., Mohamed Yasin M.S., Aljunid S.M. Health risk assessment of inorganic arsenic intake of Cambodia residents through groundwater drinking pathway. *Water Res.* 2010;44(19):5777-5788.

Rasool A., Farooqi A., Masood S., Husain K. Arsenic in groundwater and its health risk assessment in drinking water of Mailsi, Punjab, Pakistan. *Hum Ecol Risk Assess.* 2015;22(1):187-202.

Saha N., Rahman M.S., Ahmed, M.B., Zhou J.L., Ngo H.H., Guo W. Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk. *J Environ Manage.* 2017;185,70-78.

Schwab B.W., Hayes E.P., Fiori J.M., Mastrocco F.J., Roden N.M., Cragin D., Meyerhoff R.D., D'Aco V.J., Anderson P.D. Human pharmaceuticals in US surface waters: a human health risk assessment. *Regul Toxicol Pharmacol.* 2005;42(3):296-312.

Şener Ş., Şener E., Davraz A. Assessment of groundwater quality and health risk in drinking water basin using GIS. *J Water Health.* 2017;15(1):112-132.

Sierra Bravo R. Técnicas de investigación social, teoría y ejercicios. 9a ed. Paraninfo, España, 1994.

Singh U.K., Kumar B. Pathways of heavy metals contamination and associated human health risk in Ajay River basin, India. *Chemosphere.* 2017;174:183-199.

Song T., Chen Y., Du S., Yang F. Hydrogeochemical evolution and risk assessment of human health in a riverbank filtration site, northeastern China. *Hum Ecol Risk Assess.* 2017;23(4):705-726.

Thompson K., Graham J. Going Beyond the Single Number: Using Probabilistic Risk Assessment to Improve Risk Management. *Hum Ecol Risk Assess.* 1996;2(4):1008-1034.

Tokmak B., Capar G., Dilek F.B., Yetis U. Trihalomethanes and associated potential cancer risks in the water supply in Ankara, Turkey. *Environ Res.* 2004;96:345-352.

Toxicological Profiles Database (TPD). Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA); c2005 [actualizado el 12 de Agosto de 2005; consulta: 14 de febrero de 2018]. Disponible en: <http://www.sadaproject.net/download.html>.

United State Environmental Protection Agency (USEPA) 2018. Integrated Risk Information System (IRIS) Database. [en línea]. c2018. [Consulta: 18 de mayo de 2018]. Disponible en: <http://www.epa.gov/iris>.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). ProUCL Version 3.0. [software]. EPA/600/R04/079. Abril 2004 [Consulta: 25 de febrero de 2018]. Disponible en: www.epa.gov/land-research/proucl-version-30002-documentation-downloads

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Child-specific exposure factors handbook. EPA/600/P-00/002B, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC, 2002.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Guidelines for Exposure Assessment. Fed. Reg. 57:22888–938. Washington DC, 1992.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Risk assessment guidance for superfund. Vol. I: Human health evaluation manual - Part A. EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC, 1989.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Exposure Factors Handbook 2011

Edition (Final). (EPA/600/R-09/052F), 2011.

Uyak V. Multi-pathway risk assessment of trihalomethanes exposure in Istanbul drinking water supplies. *Environ Int.* 2006;32(1):12-21.

Wang H., Gu H., Lan S., Wang M., Chi B. Human health risk assessment and sources analysis of nitrate in shallow groundwater of the Liujiang basin, China. *Hum Ecol Risk Assess.* 2018;1-17.

Wongsasuluk P., Chotpantarat S., Siriwong W., Robson M. Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area in Ubon Ratchathani province, Thailand. *Environ Geochem Health* 2014;36(1):169-182.

Wu B., Zhang Y., Zhang X., Cheng S. Health risk from exposure of organic pollutants through drinking water consumption in Nanjing, China. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2010;84(1):46-50.

Wu B., Zhang Y., Zhang X.X., Cheng S.P. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the source water and drinking water of China: quantitative analysis based on published monitoring data. *Sci Total Environ.* 2011;410:112-118.

Zhang L., Huang D., Yang J., Wei X., Qin J., Songfeng O., Zhang Z., Zou Y. Probabilistic risk assessment of Chinese residents' exposure to fluoride in improved drinking water in endemic fluorosis areas. *Environ Pollut.* 2017;222:118-125.