



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE  
SAN NICOLÁS DE HIDALGO



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
FACULTAD DE BIOLOGÍA

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**“Análisis Probabilístico de Riesgo a la Salud  
Humana, Asociado a la Exposición a Arsénico en  
Agua y Polvo de una Comunidad de Zinapécuaro,  
Michoacán.”**

Tesis que para obtener el Grado de Maestra en Ciencias en Ingeniería  
Ambiental presenta:

**I. Q. ALEJANDRA DAMAYANTI AGUILAR ESPINOSA**

Director de Tesis:

**DR. MARCO ANTONIO MARTÍNEZ CINCO**

Morelia, Michoacán. Agosto 2022.

Agradezco a mis padres, **Gregorio Aguilar Aguilar** y **Alejandra Espinosa Suárez**, por haberme forjado con los valores que me hicieron la persona que soy en la actualidad.

Agradezco a **Jaime Cerda Flores**, por su apoyo incondicional a lo largo de este proyecto, y a su familia, por hacer mi estadía en Morelia más agradable.

Agradezco al **Dr. Marco Antonio Martínez Cinco**, y a su esposa **M. C. Laura Nelly Rodríguez Cantú**, por la buena disposición y asesoramiento en este trabajo.

*A mi familia, especialmente a mis padres y hermanos, por cada día creer y confiar en mí.*

# CONTENIDO

RESUMEN .....	5
ABSTRACT .....	6
CAPÍTULO I .....	7
1.1 INTRODUCCIÓN .....	7
1.2 ANTECEDENTES .....	9
1.3 JUSTIFICACIÓN .....	13
1.4 OBJETIVOS .....	14
1.4.1 OBJETIVO GENERAL.....	14
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
1.5 HIPÓTESIS .....	15
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO .....	16
2.1 ZONA DE ESTUDIO .....	16
2.2 TOXICIDAD DEL ARSÉNICO.....	17
2.3 ABSORCIÓN ATÓMICA.....	21
2.4 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD .....	21
2.4.1 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO.....	22
2.5 SIMULACIÓN MONTE CARLO.....	24
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA .....	25
3.1 TÉCNICA DE COLECTA DE MUESTRAS .....	25
3.1.1 COLECTA DE MUESTRAS DE SUELOS .....	25
3.1.2 COLECTA DE MUESTRAS DE AGUA.....	26
3.1.3 COLECTA DE MUESTRAS DE AGUA PURIFICADA.....	27
3.2 ABSORCIÓN ATÓMICA.....	27
3.3 ANÁLISIS DE FLUORESCENCIA DE RAYOS X .....	27
3.4 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD .....	28
3.5 SIMULACIÓN MONTECARLO.....	30
3.5.1 PROCEDIMIENTO PARA LA SMC .....	30
CAPÍTULO IV: RESULTADOS .....	34
4.1 CONCENTRACIONES DE ARSÉNICO .....	34

4.2 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD .....	35
4.3 SIMULACIONES MONTE CARLO .....	38
CAPÍTULO V: CONCLUSIÓN .....	56
REFERENCIAS.....	57
ANEXOS .....	65

## RESUMEN

El arsénico es un metaloide que existe tanto en forma orgánica como inorgánica, es un elemento natural que puede encontrarse en alimentos, agua, suelo y aire. En México, las concentraciones anormales de arsénico en agua y suelo son problemas importantes de salud pública, ya que se ha encontrado que el metaloide puede desencadenar enfermedades crónicas y cáncer en personas expuestas al mismo.

El presente estudio tiene como objetivo el análisis de riesgo a la salud por la exposición a arsénico contenido en agua de pozo, agua purificada y polvos de la comunidad de Araró, Michoacán, México. La concentración de As en agua se determinó por medio de Espectrometría de Absorción Atómica, y en suelos mediante análisis de Fluorescencia de Rayos X. El promedio de las concentraciones de As en agua de pozo y purificada fueron  $0.04523 \text{ mgAs L}^{-1}$  y  $0.01757 \text{ mgAs L}^{-1}$ , respectivamente, y  $15.59 \text{ mgAs kg}^{-1}$  para suelos. El riesgo a la salud se calculó mediante la simulación Monte Carlo de 10,000 iteraciones, dando como resultado coeficientes de riesgo (HQ) superiores a 1, lo que indica los pobladores de Araró se encuentran en riesgo de desarrollar enfermedades asociadas a la exposición al arsénico.

**Palabras clave:** arsénico, simulación Monte Carlo, análisis de riesgo, coeficientes de riesgo.

## ABSTRACT

Arsenic is a metalloid that exists in both organic and inorganic forms, it is a natural element found in food, water, soil and air. In Mexico, the abnormal concentrations of arsenic in water and soil are major public health issues, since it has been found that the metalloid can trigger chronic diseases and cancer in people exposed to it.

The objective of this study is to analyze the health risk due to exposure to arsenic contained in well water, purified water and dust in the community of Araró, Michoacán, México. Arsenic concentration in water was determined by Atomic Absorption Spectroscopy, and in soils by X-Ray Fluorescence analysis. The averages of As concentrations in well water and purified water were 0.04523 mgAs L<sup>-1</sup> and 0.01757 mgAs L<sup>-1</sup>, respectively, and 15.59 mgAs kg<sup>-1</sup> for soils. The health risk was calculated using the Monte Carlo simulation of 10,000 iterations, resulting in hazard quotients (HQ) greater than 1, which indicates that the residents of Araró are at risk of developing diseases associated with exposure to arsenic.

**Keywords:** arsenic, Monte Carlo simulation, health risk assessment, hazard quotient.

# CAPÍTULO I

## 1.1 INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un metaloide que existe tanto en forma orgánica como inorgánica, es un elemento natural que puede encontrarse en alimentos, agua, suelo y aire. Es el vigésimo elemento más abundante en la corteza terrestre, siendo componente de más de 245 minerales (Kumar & Suzuki, 2002). Los compuestos que forma el As son móviles en el medio ambiente, y pueden ingresar a la cadena alimentaria a través de cultivos vegetales, que lo absorben a través de sus raíces de acuerdo con sus niveles fitodisponibles, así como a través del agua ingerida.

El As es un elemento comúnmente encontrado en la atmósfera, suelos, rocas, aguas naturales y organismos. Naturalmente se encuentra en cuatro estados de oxidación: As (V), As (III), As (0) y As (-III) (Q. Hung, Nekrassova, & G. Compton, 2004). Es movilizado a través de una combinación de procesos tanto naturales, como reacciones en la intemperie, actividad biológica y emisiones volcánicas, como a través de actividades antropogénicas (Smedley & Kinniburgh, 2002). Se puede presentar en variantes orgánicas, como el ácido monometilarsónico (MMA) y el ácido dimetilarsínico (DMA), producidos por acción del metabolismo de microorganismos, plantas y mamíferos, pero principalmente éste se presenta en formas inorgánicas como el arsenato y la arsenita (Prohaska & Stingender, 2005). Los compuestos de arsénico inorgánico, término que abarca tanto las especies As (III) como As (V), pueden llegar a ser extremadamente tóxicos, en tanto que los compuestos orgánicos de este elemento son menos perjudiciales para la salud (OMS, 2018). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha establecido un papel causante de la exposición oral al As en los cánceres de piel, pulmón y vejiga, y ha demostrado evidencia sugestiva de cáncer de hígado, riñón y próstata.

Los contaminantes como el As en los suelos han sido considerados como trazadores poderosos para monitorear el impacto de las actividades humanas. Debido a la elevada toxicidad del metaloide, en las últimas décadas las autoridades sanitarias han prestado atención a la presencia urbana del As en suelo y agua (Kelly et al., 1996; Salvagio et al., 2002). En Latinoamérica, el agua subterránea representa un papel significativo en el bienestar y el desarrollo económico de los habitantes; el suministro de agua potable para aproximadamente el 75% de la población total de México depende de la extracción de agua subterránea (Armienta & Segovia, 2008). La mayoría de

los problemas ambientales por As se dan por su movilización en condiciones naturales; sin embargo, las actividades antropogénicas han tenido un importante impacto adicional a través de actividad minera, la quema de combustibles fósiles, el uso de plaguicidas, herbicidas y desecantes de cultivos con As y el uso del mismo como aditivo para la alimentación del ganado (Smedley & Kinniburgh, 2002).

La abundancia de As en el subsuelo ha conducido a México a ser de los principales productores del metaloide. En 2003, México ocupó el cuarto lugar en producción de As, después de China, Chile y Perú (COREMI, 2004). Debido a la compleja geología del país con rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, además de un entorno tectónico activo, el medio ambiente se predispone a la presencia natural de As en aguas subterráneas (Armienta & Segovia, 2008). La región de Araró, ubicada en el estado de Michoacán, se localiza en la parte oriental del sector central de la Faja Volcánica Mexicana (Pacheco Ibarra, 2019), que comprende los estados de Veracruz, Puebla, Michoacán, Tlaxcala, Hidalgo, México, Querétaro, Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Colima y Nayarit. Araró se caracteriza por ser una zona lacustre con aguas termales y suelos propicios para la agricultura (Sánchez-Núñez *et al.*, 2009). Estudios en la localidad han reportado concentraciones elevadas de As: 28 mgAs kg<sup>-1</sup> para suelos y 58.9 µgAs L<sup>-1</sup> para agua (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022), valores que exceden las regulaciones mexicanas en dichas matrices.

Este trabajo tiene como objetivo el obtener una distribución de probabilidad del riesgo a la salud o Hazard Quotient (HQ, por sus siglas en inglés) usando la ecuación de la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (EPA) y la Simulación Monte Carlo, y así generar información para los tomadores de decisiones.

## 1.2 ANTECEDENTES

La presencia de As en aguas geotérmicas ha sido documentada en diferentes partes alrededor del mundo. En Bangladesh, se reportaron concentraciones mayores a  $50 \mu\text{gAs L}^{-1}$  en el 67% del total de pozos analizados (Hossain, 2006). En 2010, se publicaron concentraciones de As en agua potable que alcanzaban los  $118 \mu\text{gAs L}^{-1}$  en 49 de las 52 provincias de España (Medrano *et al.*, 2010). Así mismo, en Japón se estudiaron 16 sitios en áreas de aguas termales en la isla de Kyushu, detectando concentraciones elevadas de arsénico ( $>100 \mu\text{gAs L}^{-1}$ ) en la mayoría de las aguas geotérmicas muestreadas (Yoshizuka, Nishihama, & Sato, 2010). En Sudamérica, países como Chile y Argentina presentan problemas similares: los valores de As en el agua de toda la cuenca del río Loa, en Chile, llegan hasta los  $1,400 \mu\text{gAs L}^{-1}$  en promedio (Romero *et al.*, 2003); por otra parte, en el manantial El Vertedero, en Argentina, se encontraron concentraciones de hasta  $3,783 \mu\text{gAs L}^{-1}$ , poniendo en riesgo la salud de los habitantes de la zona (Farnfield, Marcilla, & Ward, 2012).

Existe también estudios que revelan la presencia de As en aguas de la República Mexicana. Se identificaron por primera vez en 1958 concentraciones de arsénico en agua potable como causa de efectos adversos para la salud en la Comarca Lagunera, en el norte de México (Cebrián, García Vargas, & Del Razo, 1994), con valores de  $410 \mu\text{gAs L}^{-1}$  en pueblos como El Salvador de Arriba, en esta región (Cebrián, Albores, Aguilar, & Blakely, 1983). Aunque la mayoría de los estudios sobre contaminantes en suelos pertenecen a ciudades grandes, no significa que comunidades rurales no industrializadas se encuentren exentas de presentar estos problemas. En 2015 se realizó un estudio en la región de Araró (Vázquez, Cortés, & Alfaro, 2015), localidad dentro de Zinapécuaro, Michoacán, en donde se encontraron concentraciones de Arsénico de hasta  $6600$  y  $4000 \mu\text{gAs L}^{-1}$  en los hervideros Tina y Bonita, respectivamente (Prieto Barajas, Alfaro Cuevas, Valencia Cantero, & Santoyo, 2017), valores que exceden las regulaciones mexicanas en agua ( $25 \mu\text{gAs L}^{-1}$ ), indicando así un riesgo potencial para la salud.

Además de As en aguas, existen también diversos estudios demostrando la presencia del metaloide en suelos globalmente. Huang Rui y colaboradores (2006) realizaron una investigación de los riesgos para la salud asociados al As en suelos recolectados de arrozales de algunas áreas pertenecientes a Fujian, China, en donde se encontraron concentraciones totales de As de hasta

25.28 mgAs kg<sup>-1</sup>, concretando así que el consumo diario de arroz y otras verduras de la región podría resultar en una ingesta excesiva de As. En 2005, un artículo reveló concentraciones de As en suelos del centro de la India, mismos que tenían valores desde 9 hasta 390 mgAs Kg<sup>-1</sup>, excediendo límites permisibles de 20 mgAs kg<sup>-1</sup> (Patel *et al.*, 2005). Estudios demuestran que en los suelos chilenos se encuentra una amplia gama de concentraciones de As (Sancha & O'Ryan, 2008), llegando a concentraciones de hasta 448 mgAs kg<sup>-1</sup> en regiones como San Pedro de Atacama, al norte de país.

En 2019, en el estado de Sonora, México, se realizó una investigación en donde revelaron que las concentraciones de suelos de patios traseros y suelos agrícolas oscilaban en un rango de <10-27 mgAs kg<sup>-1</sup>, poniendo así en riesgo de desarrollar enfermedades crónicas a los habitantes debido a la exposición de As (García Rico *et al.*, 2019). En el mismo año, en el estado de Michoacán, se llevó a cabo un estudio donde se indica que el poblado de Araró presenta concentraciones elevadas de As, con valores que llegan hasta los 42.53 mgAs kg<sup>-1</sup>. Las concentraciones reportadas en los estudios mencionados exceden los estándares internacionales de las diferentes matrices (10 µgAs L<sup>-1</sup> para agua y 20 mgAs Kg<sup>-1</sup> para suelo), lo que supone un problema de salud pública.

La contaminación por As ha resultado ser un gran problema a nivel global por su área de cobertura y el número de personas afectadas directa o indirectamente, por lo que se han realizado diversos estudios alrededor todo el mundo en relación a las enfermedades causadas por la exposición al metaloide a través de diferentes vías. En 2009, se llevó a cabo una investigación liderada por Ulrike Schuhmacher, en donde se afirmaron que la ingesta oral de As puede causar diversos efectos adversos en humanos, tales como lesiones cutáneas, enfermedades vasculares periféricas, toxicidad reproductiva, efectos neurológicos y tumores en la piel, pulmones y vías urinarias (Schuhmacher Wolz, Dieter, Klein, & Schneider, 2009); y para demostrar los efectos cancerígenos debido a la inhalación de As, Ferreccio y colaboradores condujeron una investigación en donde encontraron lesiones en la piel, como cambios en su pigmentación, queratosis en manos y pies y, en casos más extremos, cáncer.

Existen diversas publicaciones alrededor del mundo en donde se estudia la evaluación del riesgo a la salud por la exposición a As. En 2019, Narsumha Adimalla realizó un estudio de esta índole, por exposición a arsénico y otros contaminantes en suelos urbanos de la provincia

de Medak, en la India, indicando que los niños de la zona son relativamente más vulnerables en comparación con los adultos (Adimalla, 2019). En un estudio realizado por Li y colaboradores (2018), revelan la variación de la concentración del metaloide por temporada de lluvias, así como valores del índice de riesgo (HQ, por sus siglas en inglés) que exceden la unidad, indicando riesgo a la salud de los habitantes de Jiangham, China, por exposición oral y contacto dérmico al contaminante. En 2016, Peng y sus colaboradores realizaron una evaluación probabilística regional del riesgo de metales pesados en diferentes medios, en China, en donde identificaron que el arsénico y el cadmio eran los principales contaminantes que representan el mayor riesgo entre todos los metales estudiados (Peng *et al.*, 2016).

En la república mexicana, en el estado de Sonora, Maldonado y colaboradores (2018) realizaron una evaluación integrada de riesgos para la salud de niños indígenas expuestos al arsénico, en donde determinaron que los infantes de Pótam y Vícam (dos de los tres lugares muestreados en el sitio) están en un riesgo significativo de desarrollar enfermedades crónicas y cáncer, asociados con la exposición crónica al metaloide. En 2020, Fernández y sus colaboradores hicieron una evaluación probabilística integral de riesgo en sitios contaminados con arsénico y plomo por la industria minera en San Luis Potosí, donde se encontraron valores de HQ mayores a la unidad, revelando que hay un riesgo para la salud significativo debido a la exposición a As y Pb para infantes en áreas contaminadas de esta zona (Fernández-Macías *et al.*, 2020).

A pesar de que el método de la USEPA para calcular el HQ se usa ampliamente, la implementación de la simulación Monte Carlo mejora los resultados mediante la creación de múltiples escenarios. Estudios como el de Orosun (2021) han realizado una evaluación del arsénico en suelos, agua y maíz, y sus riesgos para la salud en la parte norte-central de Nigeria, dando un enfoque probabilístico utilizando la simulación Monte Carlo, deduciendo que las comunidades aledañas presentan riesgo de inducción de cáncer debido a la exposición al As. Sheikhi y sus colaboradores evaluaron la distribución de As y el riesgo para la salud relacionado con el consumo de agua subterránea en Hashtroud, Irán, en donde encontraron que la distribución de HQ de 72%, 59% y 33% de niños, adolescentes y adultos, respectivamente, es mayor a 1 (Sheikhi, Faraji, & Aslani, 2021). En el área metropolitana de San Luis Potosí, México, Fernández y colaboradores llevaron a cabo una evaluación probabilística del riesgo a la salud humana por la co-ocurrencia de fluoruro y As en agua potable (Fernández *et al.*, 2020). Mediante el análisis Monte Carlo, se detectó

un HI (suma de HQs) promedio superior a 1, lo que indica un alto NCR (riesgo no cancerígeno) para niños y adultos. En este trabajo se empleó un enfoque probabilístico utilizando la simulación Monte Carlo para evaluar riesgos más realistas relacionados con la exposición a As.

### 1.3 JUSTIFICACIÓN

Está demostrado que la zona de estudio es una zona geotérmica dónde el As está presente de manera natural, y estudios sobre la contaminación por el metaloide indican que concentraciones altas del mismo pueden provocar cáncer y daños severos a la salud; sin embargo, no hay certidumbre de dichos efectos en exposiciones crónicas a concentraciones de baja dosis (menores a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Generalmente, la población expuesta ignora que podría estar en riesgo de contraer dichas enfermedades, por lo que el estudio del índice de riesgo a la exposición de As puede proporcionar información estratégica para los tomadores de decisiones, ya que comprender los niveles ambientales que pueden causar un problema de salud pública es un área clave de investigación.

## 1.4 OBJETIVOS

### 1.4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar del riesgo probabilístico a la salud de los habitantes de Araró, Michoacán, por exposición a arsénico a través de agua de pozo, agua purificada y polvos de mediante el análisis Monte Carlo para conocer la distribución del coeficiente de riesgo de la población.

### 1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Cuantificar las concentraciones de As en muestras de agua de pozo, agua purificada y polvos provenientes de Araró, Michoacán, mediante técnicas espectrofotométricas y de fluorescencia de rayos X para el cálculo del riesgo a la salud.
- Calcular el riesgo a la salud con las ecuaciones sugeridas por la EPA para la identificación de la población en peligro.
- Realizar una distribución de frecuencias del coeficiente de riesgo mediante simulación Monte Carlo.

## 1.5 HIPÓTESIS

La cuantificación de los riesgos a la salud tanto por enfermedades cancerígenas y no cancerígenas asociadas al consumo de As en la zona de Araró exceden los lineamientos de riesgo aceptable establecidos por organismos internacionales tales como la OMS.

## CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

### 2.1 ZONA DE ESTUDIO

Araró es un poblado que se encuentra en el municipio de Zinapécuaro, en el estado de Michoacán, México, con coordenadas  $19^{\circ} 54'37.9''$  N,  $100^{\circ} 49'34.7''$  W, y una altitud de aproximadamente 1900 msnm. Dicha zona rural se encuentra a 40 km del noreste de la ciudad de Morelia en el mismo estado, aproximadamente 30 km al noreste del campo geotérmico de “Los Azufres”, y al oriente del Lago de Cuitzeo (Pacheco Ibarra, 2019); es una región lacustre rodeada de montes, lagunas y aguas termales, tierra propicia para la agricultura y extracción de sal (Sánchez Núñez, Velázquez Serna, & Serrano Flores, 2009). Desde tiempos prehispánicos, Araró ha sido conocido como un lugar turístico por manantiales de aguas termales (Hiriart Le Bert, 2011).

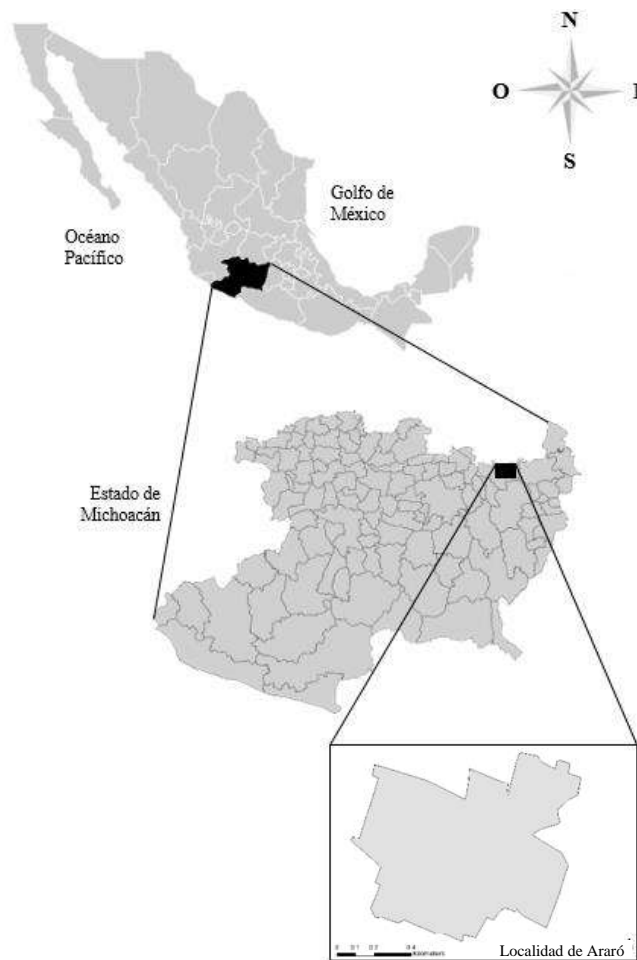


Figura 2. Ubicación de la localidad de Araró en Michoacán, México.

Aunque no se trata de una región de giro industrial o con una población extensa, el municipio de Zinapécuaro no se encuentra exento de los problemas de la disposición de los residuos sólidos urbanos generados por más de 14000 habitantes, ya que dichos residuos se depositan en un área que no cuenta con las especificaciones técnicas de un sitio de deposición, lo que genera alteraciones al medio como contaminación visual y de suelo, malos olores, generación de fauna nociva y degradación del recurso hídrico, entre otros (Sánchez Núñez, Velázquez Serna, & Serrano Flores, 2009).

México cuenta con abundantes recursos geotérmicos, contando actualmente con una base de datos que incluye 2,332 manifestaciones geotérmicas distribuidas en 27 de los 32 estados mexicanos (Pacheco Ibarra, 2019). En particular, dentro de las zonas que cuentan con potencial geotérmico tanto de media como de baja temperatura, se encuentra Araró, el cual yace en la parte oriental del sector central de la provincia de la Faja Volcánica Mexicana. Las características geotérmicas hacen que los alrededores de este pueblo presenten altas concentraciones de As en sedimentos ( $72.8 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y hasta  $19 \text{ g L}^{-1}$  en salmueras (Birkle & Merkel, 2002), de tal manera que estas condiciones potencian la exposición y el riesgo para la salud en la zona. Además, este poblado se encuentra al interior de una depresión tectónica de dirección general este-oeste, conocida como Graben de Cuitzeo-Maravatío. Las fallas más relevantes, conocidas como Falla Huingo y Falla Araró-Zimirao, actúan como conductos para el movimiento de los fluidos hidrotermales, con temperaturas superficiales entre los  $31$  y  $98^{\circ}\text{C}$ . La actividad volcánica más reciente está representada por lavas y conos cineríticos de composición andesítica y basáltica, con edades entre los 0.6 y 0.7 millones de años (Pacheco Ibarra, 2019).

## 2.2 TOXICIDAD DEL ARSÉNICO

Los efectos tóxicos del arsénico se refieren a los efectos nocivos del mismo para el cuerpo cuando se consume por encima de los límites permitidos. Las medidas cuantitativas de la toxicidad de una sustancia que se utilizan en la evaluación de riesgos a través de la ruta de exposición de ingestión son la dosis de referencia (RfD), para las sustancias tóxicas no cancerígenas, y el factor de pendiente (SF) para las sustancias cancerígenas (Comunidad de Madrid, 2011). El SF representa la potencia carcinogénica de una sustancia química y se basa en datos sobre los efectos del cáncer y en el efecto adverso para la salud más sensible relevante para los humanos por exposición oral, inhalación o contacto dérmico. La Tabla 1 presenta los límites máximos de los factores

mencionados publicados por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos del elemento en estudio (Adimalla, 2019).

Tabla 1. Factor de pendiente oral y dosis de referencia oral.

Elemento	Dosis de referencia (RfD) (mg/kg-día)		Factor de pendiente (SF) (mg/kg-día) <sup>-1</sup>	
	Oral	Dérmico	Oral	Dérmico
As	3.00E-04	1.23E-04	1.50E+00	3.66E+00
Cr	3.00E-03	3.00E-03	5.01E-01	2.00E+01
Cu	4.00E-02	1.20E-02	-	-
Cd	1.00E-03	2.50E-05	-	-
Pb	1.40E-03	5.24E-04	8.50E-03	-
Zn	3.00E-01	6.00E-02	-	-
Ni	2.00E-02	5.40E-03	1.70E+00	4.25E+01

En la Tabla 2 se presentan las concentraciones de referencia totales (CR<sub>T</sub>) de los metales pesados que se manejan en la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, para tipo de uso de suelo. El CR<sub>T</sub> es la masa del elemento químico regulado por unidad de masa del suelo en estudio, por encima del cual se considera existe un riesgo de que se generen efectos adversos para la salud.

El arsénico no sólo tiene límites máximos de concentración en suelos, ya que la exposición al metaloide a través de agua también es un problema de salud pública a nivel global. En 2001, la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés) adoptó un estándar más bajo para el arsénico en el agua potable que se aplica tanto a los sistemas de agua comunitarios como a los sistemas de agua no comunitarios, en donde el nuevo valor de 0.010 mg L<sup>-1</sup> reemplazó al antiguo estándar de 0.050 mg L<sup>-1</sup> (USEPA, 2001a). La Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés) estimó que más de 200 millones de personas alrededor de todo el mundo están expuestos de manera crónica a niveles mayores al estándar de seguridad de 0.010 mg L<sup>-1</sup> del metaloide (WHO, 2008).

Tabla 2. Concentraciones de referencia totales para tipo de uso de suelo.

Contaminante	CR <sub>T</sub> (mg/kg)	
	Uso agrícola / residencial / comercial	Uso industrial
As	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1000

Las regulaciones mexicanas, sin embargo, tienen un límite mayor para el As. En la Tabla 3 se muestran dichas especificaciones para el arsénico y algunos metales de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-127-SSA1-2017.

Tabla 3. Especificaciones sanitarias de metales y metaloides.

Parámetros	Límite permisible	Unidades
Aluminio	0.2	mg/L
Arsénico	0.025	mg/L
Bario	1.3	mg/L
Cadmio	0.005	mg/L
Cobre	2	mg/L
Cromo total	0.05	mg/L
Hierro	0.3	mg/L
Manganeso	0.15	mg/L
Mercurio	0.006	mg/L
Níquel	0.07	mg/L
Plomo	0.01	mg/L
Selenio	0.04	mg/L

El arsénico tiene una larga historia de uso como agente tóxico, pero en los últimos 100 años el arsénico se ha utilizado como pesticida, agente quimioterapéutico y constituyente de productos de consumo (Hughes *et al.*, 2011); además, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos categoriza a este elemento como un cancerígeno de clase A (cancerígeno en humanos). Algunos de los síntomas que se manifiestan debido a la ingestión crónica de As son cambios en la coloración de piel, arterosclerosis, fallas renales, efectos neurológicos, enfermedades cardiovasculares, esterilidad y cáncer en piel, pulmones, hígado y riñones (Singh & Ma, 2006).

Tseng (1977) y Ferreccio (1996) realizaron estudios epidemiológicos en humanos en donde se demostró los efectos cancerígenos del arsénico inorgánico por exposición oral e inhalación, respectivamente. La consecuencia más significativa de la exposición crónica de arsénico es la aparición de cáncer en diversos órganos, especialmente la piel, pulmones y vejiga (ATSDR, 2000). La larga exposición al arsénico puede resultar en intoxicación por arsénico (arsenicosis) (Ng, Wang, & Shraim, 2003). Lesiones de la piel, como cambio en la pigmentación (hiperpigmentación e hipopigmentación) y queratosis en las manos y pies, son características de intoxicación crónica por arsénico, y usualmente se dan después de 5 a 15 años de la exposición (Tseng, 1977). La exposición ocupacional al arsénico puede derivar en una reducción de la capacidad de metilación, indicado por la elevación de arsénico inorgánico no metabolizado en la orina (Ng *et al.*, 1998). La intoxicación crónica por arsénico también puede conducir a daños en órganos internos del sistema respiratorio, digestivo, nervioso y renal (ATSDR, 2000). También se ha informado de la aparición de neuropatía periférica y un mayor riesgo de diabetes en personas expuestas ocupacionalmente al metaloide (Hindmarsh *et al.*, 1977; Rahman & Axelson, 1995). En 1958, se identificaron por primera vez altas concentraciones de arsénico en agua potable como causa de efectos adversos para la salud en la Comarca Lagunera, en el norte de México (Cebrián, García Vargas, & Del Razo, 1994). La ingesta de arsénico inorgánico a través de ingesta de agua puede ocasionar cáncer en sitios múltiples del cuerpo humano (Ng, Wang, & Shraim, 2003).

## 2.3 ABSORCIÓN ATÓMICA

Las técnicas de generación de hidruros se utilizan habitualmente para la determinación de elementos como As, Se y Sb en muestras ambientales. En la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica, los límites de detección no son lo suficientemente bajos como para llevar a cabo la determinación de As en las muestras reales, por lo que es necesario el acoplamiento de un generador de hidruros al espectrómetro de absorción atómica (GH-AAS), ya que aporta la sensibilidad requerida (Morand *et al.*, 2002). En la técnica de generación de hidruros se emplea un paso de reducción para convertir ciertos elementos, como el As, en hidruros metálicos volátiles. La técnica de GH-AAS (Burguera *et al.*, 1992) consta de tres etapas fundamentales: la generación y volatilización del hidruro, la transferencia del mismo y su posterior atomización en el espectrómetro de AA. Las ventajas de la técnica incluyen alta sensibilidad, simplicidad y ausencia relativa de interferencias (Beach).

## 2.4 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD

La evaluación de riesgos para la salud humana es una técnica frecuentemente utilizada en la evaluación de efectos asociados a la salud que probablemente podrían resultar de la exposición a elementos tóxicos como el arsénico (Orosun, 2021). La evaluación de la exposición es el proceso de medir o estimar la magnitud, frecuencia y duración de la exposición humana a un agente en el medio ambiente (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022). Por lo general, la exposición se calcula indirectamente considerando concentraciones en el medio ambiente, modelos de transporte y destino de sustancias químicas y estimaciones de la ingesta humana a lo largo del tiempo (USEPA, 1989).

La identificación del riesgo, evaluación de la exposición y de la relación dosis-respuesta, y la caracterización del riesgo son los cuatro pasos principales involucrados en el proceso de evaluación de riesgo (USEPA, 2007). De acuerdo al método recomendado por la USEPA (2001a), la dosis diaria promedio (Average Daily Dose, ADD) para arsénico es calculada a partir de las siguientes fórmulas:

$$ADD_{agua} = \frac{C \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$ADD_{polvos} = \frac{C \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (2)$$

$$ADD_{dérmico} = \frac{C \times SA \times Kp \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-3} \quad (3)$$

En donde  $ADD$  de ingestión está dada en  $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ ,  $C$  es la concentración promedio de Arsénico en agua en  $\text{mg L}^{-1}$  o en suelos en  $\text{mg kg}^{-1}$ ,  $IngR$  es la relación de ingesta de agua en  $\text{L d}^{-1}$  o en suelos en  $\text{mg d}^{-1}$ ,  $EF$  es la frecuencia de exposición en  $\text{d año}^{-1}$ ,  $ED$  es la duración de la exposición en años, el peso corporal ( $BW$ ) está dado en  $\text{kg}$ , y el tiempo promedio ( $AT$ ) de duración de la exposición en días. Los parámetros específicos para calcular la dosis diaria promedio por contacto dérmico ( $ADD_{dérmico}$ ) son  $SA$ ,  $Kp$  y  $ET$ , que son el área de exposición de piel ( $\text{cm}^2$ ), el coeficiente de permeabilidad dérmica de los contaminantes en el agua ( $\text{cm/h}$ ) y el tiempo de exposición ( $\text{h/día}$ ), respectivamente.  $ET$  en este estudio tiene un valor de  $0.6 \text{ h/día}$  (Li *et al.*, 2017; Zeng *et al.*, 2015). La Tabla 3 presenta los valores usados para calcular  $ADD$  en las diferentes matrices.

#### 2.4.1 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

El riesgo a la salud causado por contaminantes ambientales se puede dividir en riesgo no carcinogénico y riesgo carcinogénico de acuerdo a sus propiedades. El riesgo no carcinogénico a la exposición de As se calcula como un cociente de riesgo, HQ, el cual es la relación entre la exposición potencial a una sustancia de interés y el nivel al que no se esperan efectos adversos: la dosis de referencia oral para humanos (Fernández-Macías *et al.*, 2020). Dicho cociente se define como la relación entre la dosis diaria promedio y la dosis de referencia:

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (4)$$

En donde  $RfD$  es la dosis de referencia oral para el As ( $RfD = 3 \times 10^{-4} \text{ mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$  para vía de ingestión).

Un HQ menor o igual a 1 indica la nula probabilidad de que ocurran efectos adversos incluso para poblaciones sensibles a dichos efectos; por el contrario, si el HQ excede el valor de 1, el intoxicante, en este caso el As, puede provocar efectos no cancerígenos (Duffus, Nordberg, & Templeton, 2007). Cuanto mayor sea el valor de HQ por encima de 1, mayor será el nivel de

preocupación. Cuando se tiene más de una matriz, es posible obtener el Índice de Riesgo (HI, por sus siglas en inglés), el cual es la sumatoria de los coeficientes de riesgo de cada matriz (USEPA, 2001), como es posible observar en la siguiente fórmula:

$$HI = \sum HQ = HQ_{polvos} + HQ_{agua} + HQ_{d\acute{e}rmico} \quad (5)$$

De acuerdo a la USEPA (1989), un  $HI > 1$  indica la probabilidad de efectos a la salud no cancerígenos.

La clasificación del riesgo se ordenó en 7 niveles de acuerdo con el método de Delphi informado por Li (2017), en el cual el factor de riesgo carcinogénico ( $CR$ ) es la probabilidad de incidencia de enfermedad crónica por exposición química (a través de ingestión o absorción dérmica). El cálculo de  $CR$  se basa en la toxicidad para producir cáncer en términos de un factor de pendiente ( $SF$ ) multiplicado por la dosis diaria promedio ( $ADD$ ):

$$CR_i = ADD_i \times SF_i \quad (6)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^n CR_i \quad (7)$$

La Tabla 4 presenta la evaluación de acciones a tomar de acuerdo al valor del rango de  $CR$ . De acuerdo a la USEPA (2005), un rango de  $CR$  aceptable es de  $1 \times 10^{-4}$  a  $1 \times 10^{-6}$ .

Tabla 4. Niveles y valores de los estándares de la evaluación (Li *et al.*, 2017).

	<b>Grado de riesgo</b>	<b>Rango de valor de riesgo</b>	<b>Aceptabilidad</b>
Grado I	Riesgo extremadamente bajo	$<10^{-6}$	Completamente aceptado
Grado II	Riesgo bajo	$(10^{-6}, 10^{-5})$	Indisponibilidad a preocuparse por el riesgo
Grado III	Riesgo bajo-medio	$(10^{-5}, 5 \times 10^{-5})$	Riesgo no preocupante
Grado IV	Riesgo medio	$(5 \times 10^{-5}, 10^{-4})$	Riesgo preocupante
Grado V	Riesgo medio-alto	$(10^{-4}, 5 \times 10^{-4})$	Riesgo preocupante y disponibilidad a invertir
Grado VI	Riesgo alto	$(5 \times 10^{-4}, 10^{-3})$	Prestar atención al riesgo y tomar medidas para resolverlo
Grado VII	Riesgo extremadamente alto	$>10^{-3}$	Debe resolverse

## 2.5 SIMULACIÓN MONTE CARLO

A pesar de que el método de la USEPA para calcular el HQ se usa ampliamente, la implementación de la Simulación Monte Carlo (SMC) mejora los resultados mediante la creación de múltiples escenarios. La SMC es una técnica para caracterizar la incertidumbre y la variabilidad en las estimaciones del riesgo, logrado mediante el muestreo repetido de las distribuciones de probabilidad de las entradas de la ecuación de riesgo y su uso para calcular un rango de valores de riesgo (USEPA, 2001b). La ventaja de la implementación del análisis Monte Carlo es la cuantificación de la variabilidad y la incertidumbre en el riesgo, ya que algunos parámetros de exposición, como la duración de la ducha, la tasa de ingestión de agua y el peso corporal, presentan una gran variabilidad entre individuos y entre poblaciones (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022).

## CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

### 3.1 TÉCNICA DE COLECTA DE MUESTRAS




#### 3.1.1 COLECTA DE MUESTRAS DE SUELOS

Para este trabajo de investigación, se tomaron datos de concentraciones determinados por Sebastián Mejía Calderón, Noé Grano Damián y Arturo Rangel Gonze, mismos que llevaron a cabo el proceso, comenzando con la campaña de muestreo en el suelo en Araró, seguido por el tamizado de las muestras obtenidas y, finalmente, el análisis de las mismas, llevado a cabo en Sonora, México, en el laboratorio de Geología Ambiental de la Universidad de Sonora, dirigido por la Dra. Diana Meza Figueroa. La colecta de muestras se llevó a cabo de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006, la cual establece las especificaciones técnicas para la obtención y el manejo de muestras, que permitan la caracterización de suelos en el sitio de estudio, a través de la identificación y cuantificación de metales y metaloides.

Las muestras se recolectaron durante los meses de junio y julio del 2018; se eligieron 40 puntos de la zona de Araró y se tomaron muestras de cada uno de ellos, depositando las mismas en bolsas de plástico para determinar sus composiciones elementales. Cabe mencionar que se tomaron consideraciones para realizar una buena técnica de recolección, como limpiar el equipo de muestreo con una brocha o cepillo entre muestra y muestra para evitar contaminación entre las mismas. En la Fig. 2 se muestran los puntos de donde se tomaron las muestras de suelo, y, en la Tabla A.1 del apartado de anexos, se muestran las coordenadas en UTM de los mismos.

Posteriormente, todas las muestras fueron tamizadas por 20 minutos en equipos modelo Rotab con mallas de 800, 600, 250, 75 y 45  $\mu\text{g}$ . Después de cada muestra tamizada, se limpiaron todas las mallas para evitar posibles contaminaciones en estudios futuros. Una vez obtenidas las fracciones de 45  $\mu\text{g}$ , las muestras se analizaron con fluoroscopia de rayos X (ThermoScientific Niton XL3T Analyzer).

### Simbología

-  Puntos de muestreo
-  Calles
-  Localidad

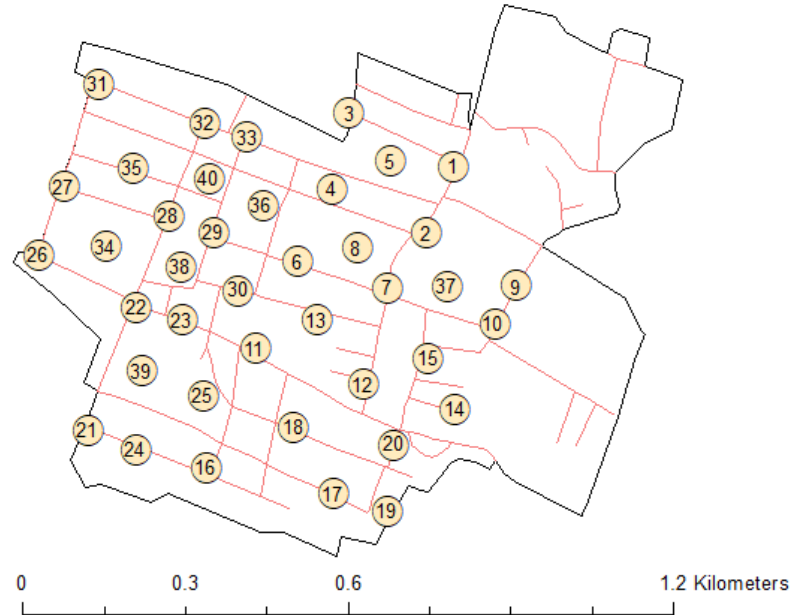


Figura 2. Puntos de muestreo de suelos en la localidad de Araró.

### 3.1.2 COLECTA DE MUESTRAS DE AGUA

El agua potable se muestreó entre abril de 2018 y enero de 2019, tanto en la temporada seca como en la lluviosa, de acuerdo con los lineamientos de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016, la cual incluye el procedimiento de muestreo para colección y método de análisis de arsénico. Dicho muestreo fue realizado por M.C. Laura Nelly Rodríguez Cantú (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022). Se tomaron muestras mensuales del pozo que distribuye a Araró (ANw) y de un grifo doméstico ubicado al centro de la localidad (Atap). Se descartó el agua que corrió por los primeros 5 minutos de la llave abierta, y las muestras de agua posteriores se recolectaron en recipientes de propileno, previamente lavados con ácido nítrico ultrapuro ( $\text{HNO}_3$ ) y enjuagadas tres veces con agua desionizada. Dos muestras de ANw fueron tomadas, una con la muestra de agua y la otra con agua desionizada utilizada como blanco de campo. Las muestras y los blancos se conservaron con  $\text{HNO}_3$  ultrapuro para evitar interferencias y se mantuvieron refrigerados a  $4^\circ\text{C}$  hasta que se pudo realizar el análisis correspondiente.

### 3.1.3 COLECTA DE MUESTRAS DE AGUA PURIFICADA

Tres diferentes purificadoras de agua fueron localizadas en la región de Araró: “Agua Real San José”, “Deli-S” y “Vesi”. Se compraron garrafones de cada una de estas purificadoras, para posteriormente tomar muestras de éstos en contenedores de polipropileno de alrededor 50 ml. Una vez tomadas las muestras, junto con los blancos (agua desionizada), se conservaron a las mismas condiciones que las muestras de ANw y Atap para su posterior análisis.

### 3.2 ABSORCIÓN ATÓMICA

Para determinar la concentración de As para las muestras de agua se utilizó la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica. Se realizó utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Agilent 240 FS acoplado a un generador de Hidruro Agilent VGA 77, de acuerdo a los lineamientos de la Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016 (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022). Las muestras se analizaron en el Centro de Investigación e Innovación en Biotecnología, Agropecuaria y Ambiental del Instituto Tecnológico de Sonora. Para fines de control de calidad, se utilizó el Material de Referencia Estándar de Elementos Traza en Agua 1640a (MRE) (NIST, U.S. Department of Commerce: Gaithersburg, MD), el porcentaje de recuperación estuvo en un rango de 97 a 120%, el coeficiente de variación fue menor a 5% y el límite de cuantificación fue de  $3.3 \mu\text{g L}^{-1}$ . En los blancos no se detectó arsénico (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022).

### 3.3 ANÁLISIS DE FLUORESCENCIA DE RAYOS X

Las muestras de suelo se analizaron con un Analizador Portátil de Fluorescencia de Rayos X, marca *Niton XL3t Analyzer*, ThermoScientific, Inc., MA, USA, conforme al método 6200 “Field portable x-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment” de la EPA (Agencia del Medio Ambiente de Estados Unidos). El equipo arrojó la concentración elemental, en unidades de  $\mu\text{g/g}$  de muestra (ppm) de los siguientes elementos: Mo, Zr, Sr, U, Rb, Th, Pb, As, Hg, Zn, W, Cu, Co, Fe, Mg, Cr, V, Ti, Sc, Ca, K, S, Sb, Cd, Y, Ag y Nb. En la Tabla A.2 presentada en Anexos, se observan las concentraciones de dichos elementos arrojadas por el equipo descrito.

### 3.4 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD

Como se describió anteriormente a través de las fórmulas (1) a (4), se realizó el análisis de riesgo para adultos e infantes en las tres diferentes matrices. En la Tabla 4 se presentan los valores que se utilizaron para obtener el ADD y, posteriormente, el HQ y R. En el presente estudio, para calcular los ADDs, se usaron las concentraciones promedio en cada matriz: 42.53 mgAs kg<sup>-1</sup>, 0.06652 mgAs L<sup>-1</sup> y 0.02239 mg L<sup>-1</sup> para suelo, agua de pozo y agua purificada, respectivamente. Para la ingesta diaria (IR) se tomaron valores reportados para adultos y niños de características similares en otros estudios (Adimalla, 2019; Hernández *et al.*, 2012). Para el peso corporal (BW) se utilizaron pesos promedio para niños y adultos (28.93 y 69.97 kg, respectivamente) obtenidos de la Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2015 (Hernández *et al.*, 2012). En cuanto a la frecuencia de la exposición (EF) se tomaron los 365 días del año, y para la duración de la exposición se obtuvo una media del rango de edades para cada categoría (García Rico *et al.*, 2018): para niños (6 a 12 años) se tomó una medida de 9 años, y para adultos (22 a 69 años), 45.5 años. AT es el tiempo medio de duración de la exposición (ED x EF).

En cuanto al análisis de riesgo por contacto dérmico, se tienen tres parámetros adicionales: SA, Kp y ET, que son el área de exposición de piel (6660 cm<sup>2</sup> para adultos y 18000 cm<sup>2</sup> para niños), el coeficiente de permeabilidad dérmica de los contaminantes en el agua (0.001 cm/h) y el tiempo de exposición (0.6 h/día), respectivamente (USEPA, 2004; Li *et al.*, 2017; Adimalla, 2019; Zeng *et al.*, 2015). Todos los factores y valores usados para la estimación de riesgos están listados en las Tablas 4 y 5.

Tabla 4. Valores para realizar análisis de riesgo a la salud en niños.

<b>Escolares (6-12 años)</b>				
<b>Parámetro</b>	<b>Descripción</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor del parámetro</b>	<b>Referencia</b>
<b>IR</b>	Ingesta Diaria	mg/día (suelos)	200	Hernández et al., 2012
		L/día (agua)	0.607	
<b>EF</b>	Frecuencia de la exposición	d/año	365	García Rico et al., 2018
<b>ED</b>	Duración de la exposición	años	9	García Rico et al., 2018
<b>BW</b>	Peso corporal	kg	28.934	Hernández et al., 2012
<b>AT</b>	Tiempo medio de la duración de la exposición	días	3285	Maldonado-Escalante et al., 2018
<b>RfD ingestión</b>	Dosis de referencia oral	mg/kg/día	$3.0 \times 10^{-4}$	Adimalla, 2019
<b>SF ingestión</b>	Factor de pendiente	mg/kg/día	1.5	Adimalla, 2019
<b>SA</b>	Área de exposición de piel	cm <sup>2</sup>	6660	Rodríguez-Cantú, 2022
<b>Kp</b>	Coefficiente de permeabilidad en agua	cm/h	0.001	Zeng et al., 2015
<b>ET</b>	Tiempo de exposición	h/día	0.6	Zeng et al., 2015
<b>RfD dérmico</b>	Dosis de referencia oral	mg/kg/día	$1.23 \times 10^{-4}$	Adimalla, 2019
<b>SF dérmico</b>	Factor de pendiente	mg/kg/día	3.66	Adimalla, 2020

Tabla 5. Valores para realizar análisis riesgo a la salud en adultos.

<b>Adultos (22-69 años)</b>				
<b>Parámetro</b>	<b>Descripción</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor del parámetro</b>	<b>Referencia</b>
<b>IR</b>	Ingesta Diaria	mg/día (suelos)	100	Adimalla, 2019
		L/día (agua)	2	Hernández et al., 2012
<b>EF</b>	Frecuencia de la exposición	d/año	365	USEPA (2002)
<b>ED</b>	Duración de la exposición	años	45.5	USEPA (2002)
<b>BW</b>	Peso corporal	kg	69.97	ENSANUT (2015)
<b>AT</b>	Tiempo medio de la duración de la exposición	días	16607.5	Maldonado-Escalante et al., 2018
<b>RfD ingestión</b>	Dosis de referencia oral	mg/kg/día	$3.0 \times 10^{-4}$	Adimalla, 2019
<b>SF ingestión</b>	Factor de pendiente	mg/kg/día	1.5	Adimalla, 2019
<b>SA</b>	Área de exposición de piel	cm <sup>2</sup>	18000	USEPA (2004)
<b>Kp</b>	Coefficiente de permeabilidad en agua	cm/h	0.001	Zeng et al., 2015
<b>ET</b>	Tiempo de exposición	h/día	0.6	Zeng et al., 2015
<b>RfD dérmico</b>	Dosis de referencia oral	mg/kg/día	$1.23 \times 10^{-4}$	Adimalla, 2019
<b>SF dérmico</b>	Factor de pendiente	mg/kg/día	3.66	Adimalla, 2020

### 3.5 SIMULACIÓN MONTECARLO

Se realizaron Simulaciones Monte Carlo utilizando los datos de la Tabla 6 para los datos de agua de pozo, agua purificada y suelo para niños y adultos individualmente, variando la concentración de arsénico y el peso corporal en diferentes corridas. Se utilizó una distribución normal para realizar las simulaciones variando la concentración de As, y una distribución triangular al variar el peso corporal. En la Tabla 6 se muestran los valores requeridos para realizar las simulaciones en cada matriz.

Las SMC se ejecutaron con el software Risk Analyzer de Addins.com LLC (Hockessin, Delaware, EE. UU. 19707), éste se agregó posteriormente al software MS Excel 2010 como “Add-ins” o “Complementos”. Para todas las rondas de las simulaciones, se utilizó un tamaño de iteración de 10000 repeticiones para adquirir estadísticas.

Tabla 6. Valores estadísticos para SMC.

	Peso corporal, kg		Agua de pozo (ANw)	Agua purificada	Suelos
	Niños	Adultos	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Media	28.934	69.975	0.04523	0.01757	15.59784
Desviación estándar	10.696	15.397	0.01346	0.0041913	8.26912
Mínimo	11.55	26.3	0.02517	0.01481	5.94
Máximo	97.25	182.5	0.06652	0.02239	42.5333

#### 3.5.1 PROCEDIMIENTO PARA LA SMC

Para poder realizar las Simulaciones Monte Carlo en el programa de Microsoft Excel, fue necesario adquirir una licencia de la extensión “Risk Analyzer”, y así obtener los diagramas de frecuencia de cocientes de riesgo. Dentro de la pestaña de “Análisis de datos” en la barra de herramientas, se encuentra dicha extensión.

Se elige la opción de “Crear un libro de trabajo de informes y premisas de riesgo” (Figura 3), seguido de la selección del archivo Excel en donde previamente se identificaron los resultados de los parámetros necesarios para la resolución de las ecuaciones (1) a (4) (Figura 4).

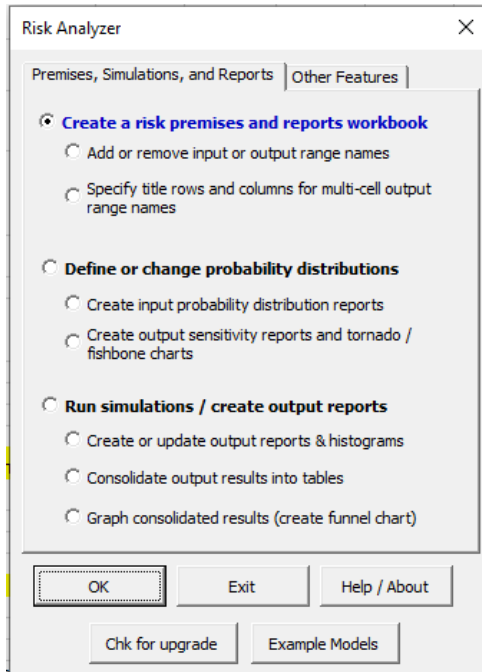


Figura 3.

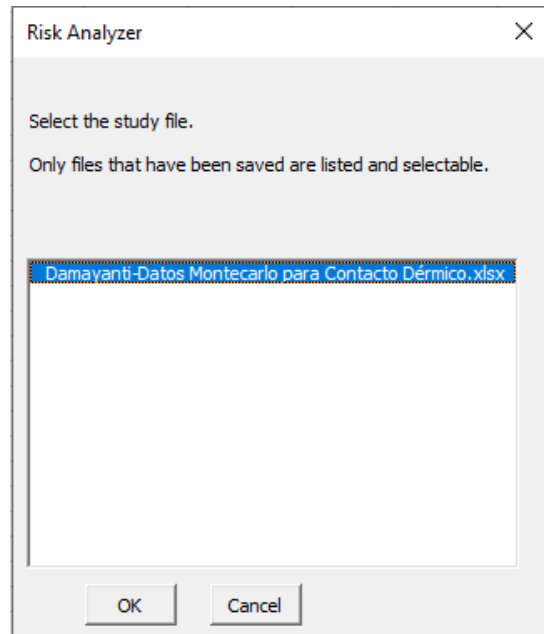


Figura 4.

A continuación, se selecciona la variable de salida (Figura 5), la cual es el Coeficiente de Riesgo HQ. En el siguiente cuadro se selecciona el parámetro que se va a variar (Figura 6); en este trabajo se seleccionaron la concentración de arsénico “As”, y el peso corporal “BW”. Sin embargo, se hizo una simulación por cada parámetro a variar en cada matriz.

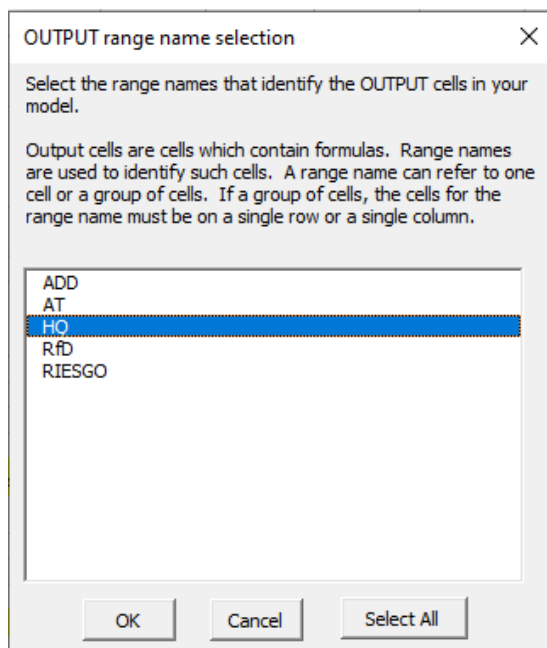


Figura 5.

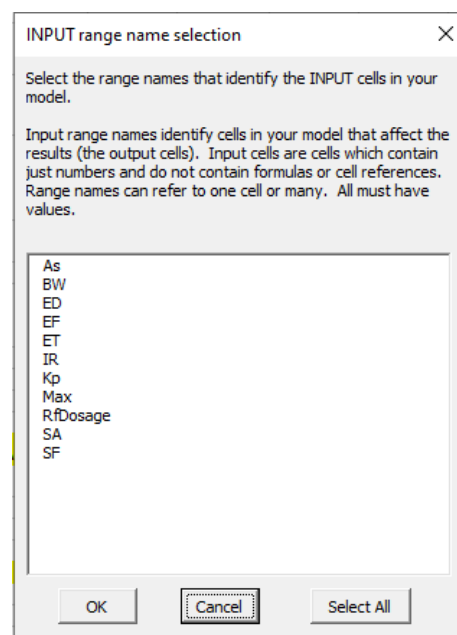


Figura 6.

El siguiente paso es definir las distribuciones de probabilidad para la concentración de arsénico y para el peso corporal (Figura 7). En la figura 8 solamente aparece el parámetro de concentración de arsénico “As”; sin embargo, cuando se está variando el peso corporal “BW”, solamente aparecerá éste como opción. En la figura 9 se muestran las diferentes distribuciones de probabilidad, en donde se selecciona una distribución normal para la concentración de As y una distribución triangular para el peso corporal (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022).

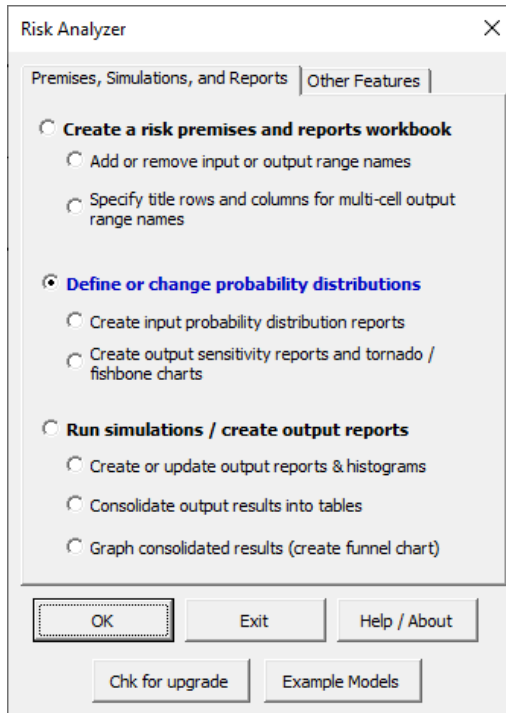


Figura 7.

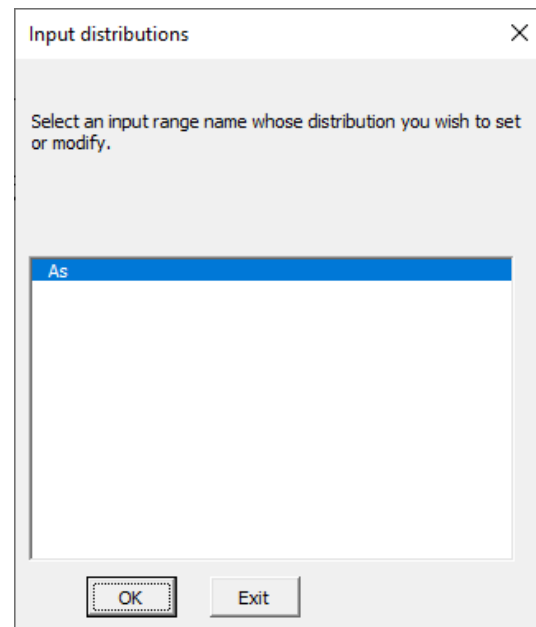


Figura 8.

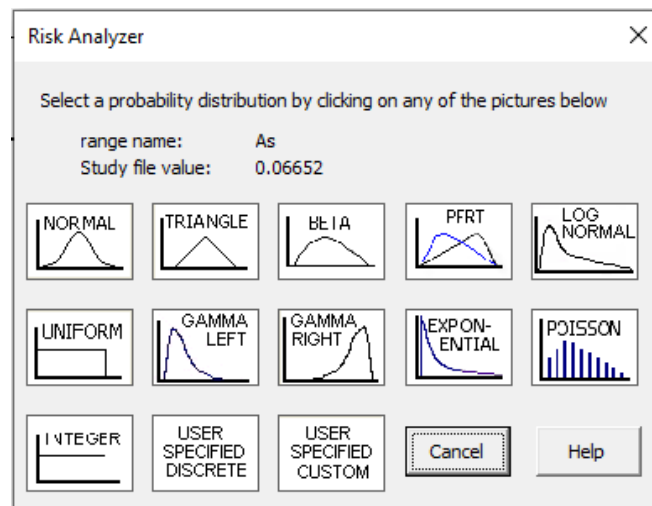


Figura 9.

A continuación, se ingresan los datos de la tabla 6 en las casillas correspondientes. En la figura 10 se muestra la ventana de datos para cuando se varía  $A_s$  (distribución normal) y en la figura 11, para cuando se varía el peso corporal (distribución triangular) (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022).

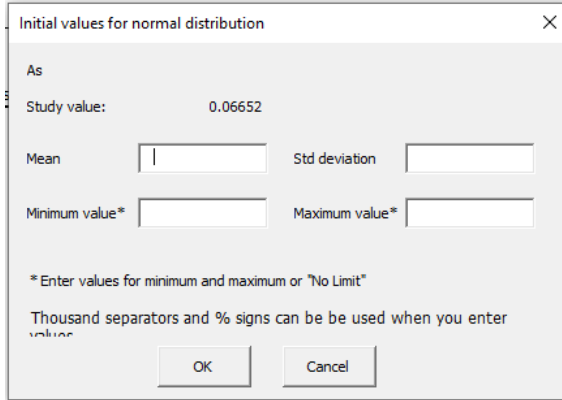


Figura 10.

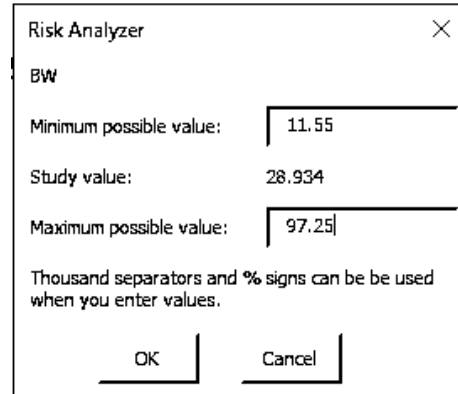


Figura 11.

Una vez insertados los datos estadísticos, se selecciona la opción de “Run simulations” seguido del número de iteraciones que se requieran (Figura 12). Para este estudio, el número de simulaciones fue 10,000 (Rodríguez Cantú *et al.*, 2022). En las ventanas que emergen una vez que se indica el número de iteraciones, se selecciona la variable de salida cuyos valores serán devueltos por las simulaciones (HQ), el parámetro a variar ( $A_s$  o BW) y la variable de salida de la que se crearán las hojas de resultados (HQ). Para iniciar la SMC se selecciona la opción de “Aceptar” (Figura 13). En un archivo nuevo de Excel se crearán las hojas de resultados.

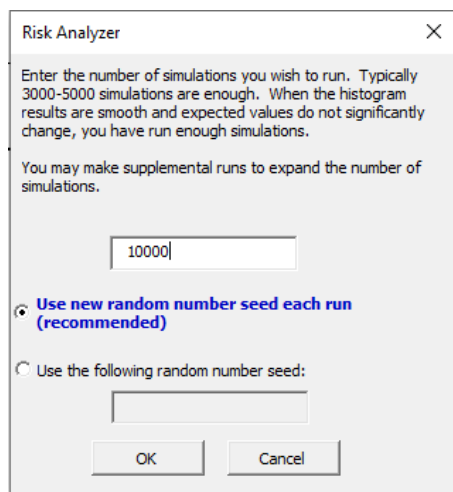


Figura 12.

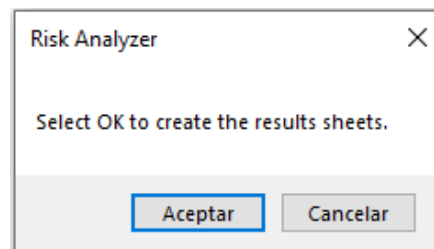


Figura 13.

## CAPÍTULO IV: RESULTADOS

### 4.1 CONCENTRACIONES DE ARSÉNICO

En la Tabla 7 se muestran los valores obtenidos de las caracterizaciones en las diferentes matrices por los métodos ya descritos. En los valores promedios podemos observar que tanto el agua de pozo como el agua purificada rebasan los límites de las normas internacionales para agua ( $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ), pero los valores de agua de pozo alcanzan a exceder los límites de las regulaciones mexicanas ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

En cuanto a la concentración de arsénico en suelos, el valor promedio se encuentra dentro de los límites establecidos en las normas mexicanas ( $22 \text{mg kg}^{-1}$ ), sin embargo, el valor máximo arroja un valor que es aproximadamente el doble que el límite, lo que indica la posibilidad de más puntos rebasando dicho estándar. En la Tabla A.2 se enlistan las concentraciones de As determinadas para cada punto de muestreo, en donde se encontró que en 5 de los 40 puntos se rebasa la concentración permisible del metaloide, indicando un riesgo potencial de salud.

Tabla 7. Valores estadísticos de las tres matrices.

	<b>Agua de pozo (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b> <b>n = 13</b>	<b>Agua purificada (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b> <b>n = 3</b>	<b>Suelos (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b> <b>n = 40</b>
Media	0.04523	0.017566667	15.5978431
Desviación estándar	0.013460814	0.004191352	8.2691204
Mínimo	0.02517	0.01481	5.94
Máximo	0.06652	0.02239	42.5333

En la Figura 14 se presenta un mapa de Araró generado en el programa ArcMap 10.3, en donde se interpolaron los valores de concentraciones de As de la Tabla A.2, generando así un mapa de distribución. Es importante mencionar que en el área de estudio no existen actividades industriales o agrícolas importantes, por lo que se puede deducir que la fuente de As en agua y suelos es natural debido a la actividad geotérmica.

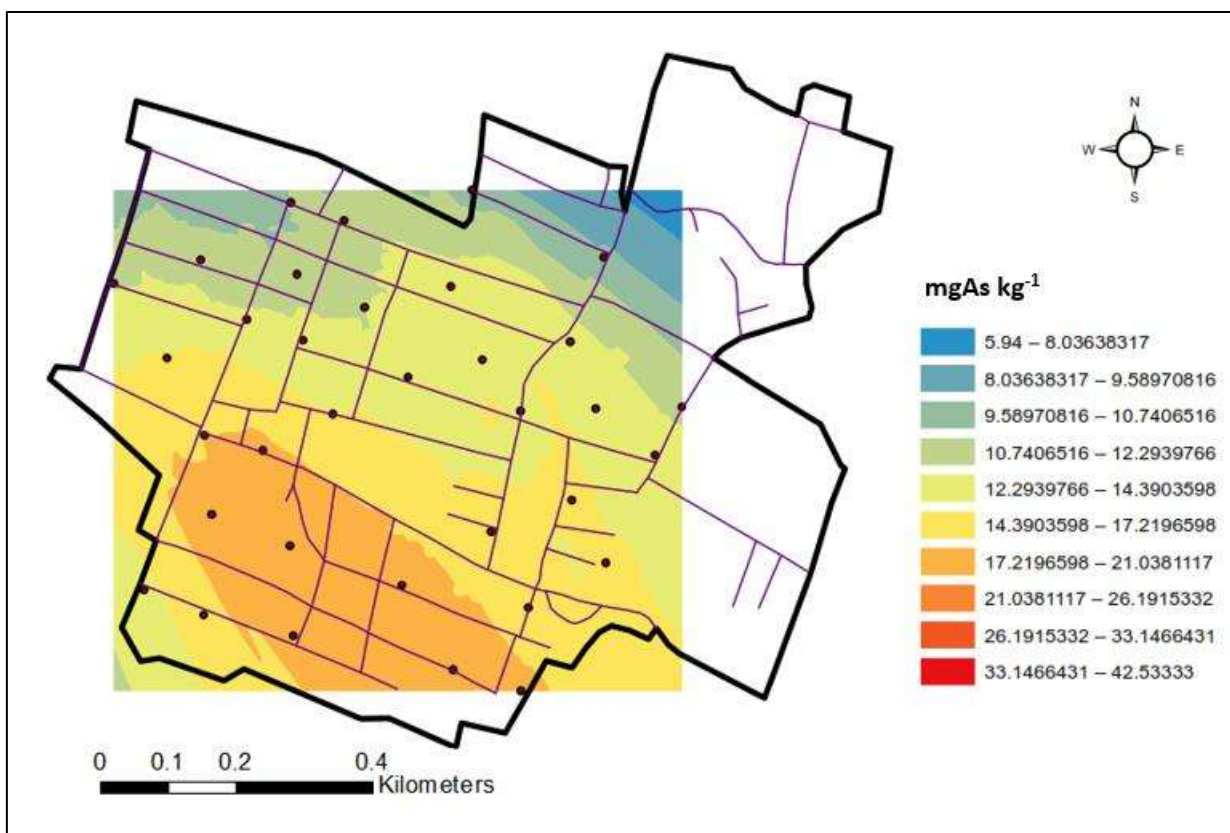


Figura 14. Mapa de distribución espacial de concentraciones de As en Araró.

## 4.2 ANÁLISIS DE RIESGO A LA SALUD

En las Tablas 8 y 9 se muestran los valores obtenidos al aplicar las fórmulas (1) a (4) anteriormente descritas para ambos sectores poblacionales. En todos los casos, los ADD por ingesta de agua de pozo fue mayor a las matrices restantes. El valor mayor de ADD lo mostró el sector adulto en la ingesta de agua de pozo, mientras que el menor ADD lo obtuvo el sector infantil vía contacto dérmico, con  $1.90 \times 10^{-3}$  y  $9.18 \times 10^{-6}$  mg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente. En la vía de exposición a polvos (suelos), los niños de nuestra área de estudio tienen una mayor probabilidad de estar expuestos a dosis que exceden los límites establecidos.

Como es de esperarse debido a los resultados de ADD, el coeficiente de riesgo sobrepasa la unidad (criterio de seguridad) para ambos sectores en la ingesta de agua de pozo y agua purificada, siendo la ingesta de agua de pozo la más alarmante, con valores de HQ de 4.65 y 6.34 para niños y adultos, respectivamente.

Tabla 8. Resultados del análisis de riesgo a la salud en niños

	Suelos	Agua de pozo	Purificadoras	Contacto Dérmico
ADD (mg/kg-d)	2.94E-04	1.40E-03	4.69E-04	9.18691E-06
HQ	9.80E-01	4.65E+00	1.56E+00	7.47E-02
CR	4.41E-04	2.09E-03	7.04E-04	3.36241E-05

Tabla 9. Resultados del análisis de riesgo a la salud en adultos.

	Suelos	Agua de pozo	Purificadoras	Contacto Dérmico
ADD (mg/kg-d)	3.04E-05	1.90E-03	6.40E-04	1.02675E-05
HQ	1.01E-01	6.34E+00	2.13E+00	7.47E-02
CR	4.56E-05	2.85E-03	9.60E-04	3.7579E-05

Una vez obtenidos los ADDs y HQs para cada una de las matrices, se obtuvieron los índices de riesgo (HI) y los totales de riesgo de cáncer (TCR) de acuerdo a las fórmulas (5) y (7), listados en la Tabla 10. En dichos cálculos se consideró una sola vía de ingesta de agua (agua de pozo o de purificadoras), sumado a las matrices restantes (ingesta de polvos y contacto dérmico). Como era de esperarse por los resultados mostrados en la Tabla 9, los HI sobrepasan el límite de seguridad (HI = 1), los HQs que más contribuyeron al HI fueron por ingesta de agua de pozo, con 4.65 y 6.34 para niños y adultos, respectivamente (Figura 15).

Tabla 10. Índice de Riesgo (HI) y Total de Riesgo de Cáncer (TCR).

		Suelo + Contacto Dérmico + Agua de Pozo	Suelo + Contacto Dérmico + Purificadoras
HI	Niños	5.7	2.62
	Adultos	6.51	2.31
TCR	Niños	2.57E-03	1.18E-03
	Adultos	2.93E-03	1.04E-03

De la misma manera, de acuerdo a los criterios de la Tabla 4, los TCR indican un grado de riesgo extremadamente alto para ambos sectores tanto para ingesta de agua de pozo como agua purificada. En la Figura 16 se muestra que el TCR más alto lo presentaron los adultos por ingesta de agua de pozo. Todos los valores descritos exceden los criterios de seguridad de HI = 1 y TCR =  $1 \times 10^{-4}$  (USEPA, 2005).

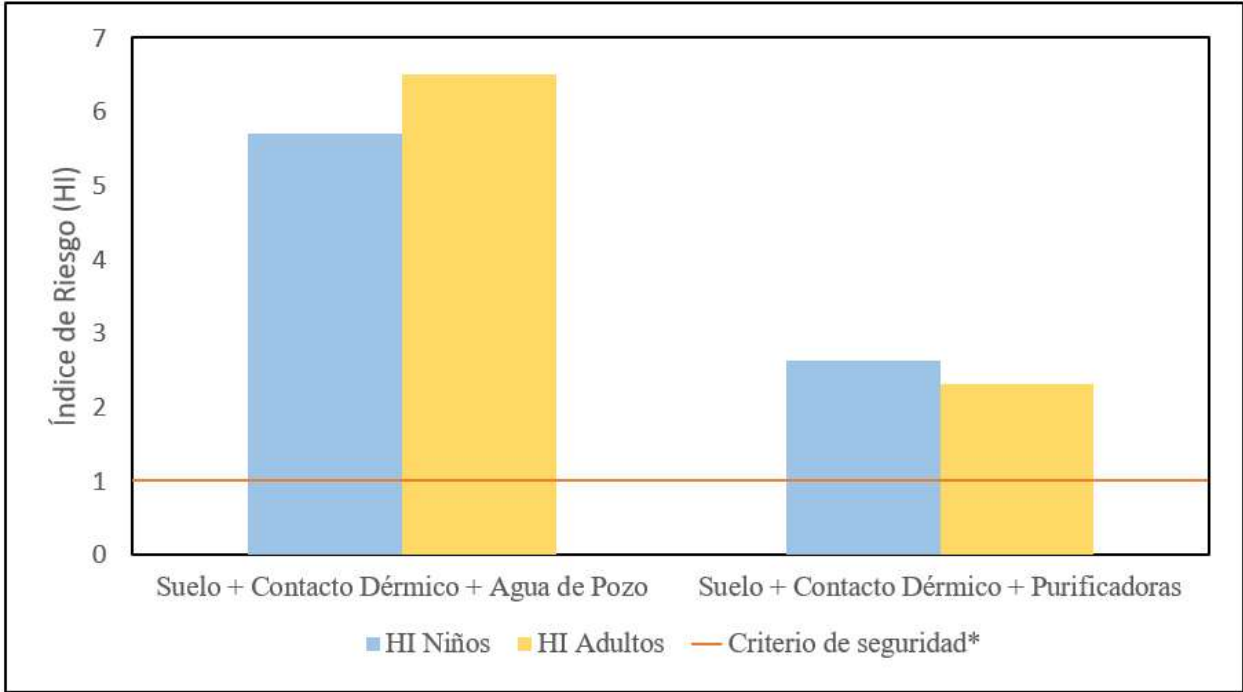


Figura 15. Índice de riesgo HI para niños y adultos. \*USEPA (2005)

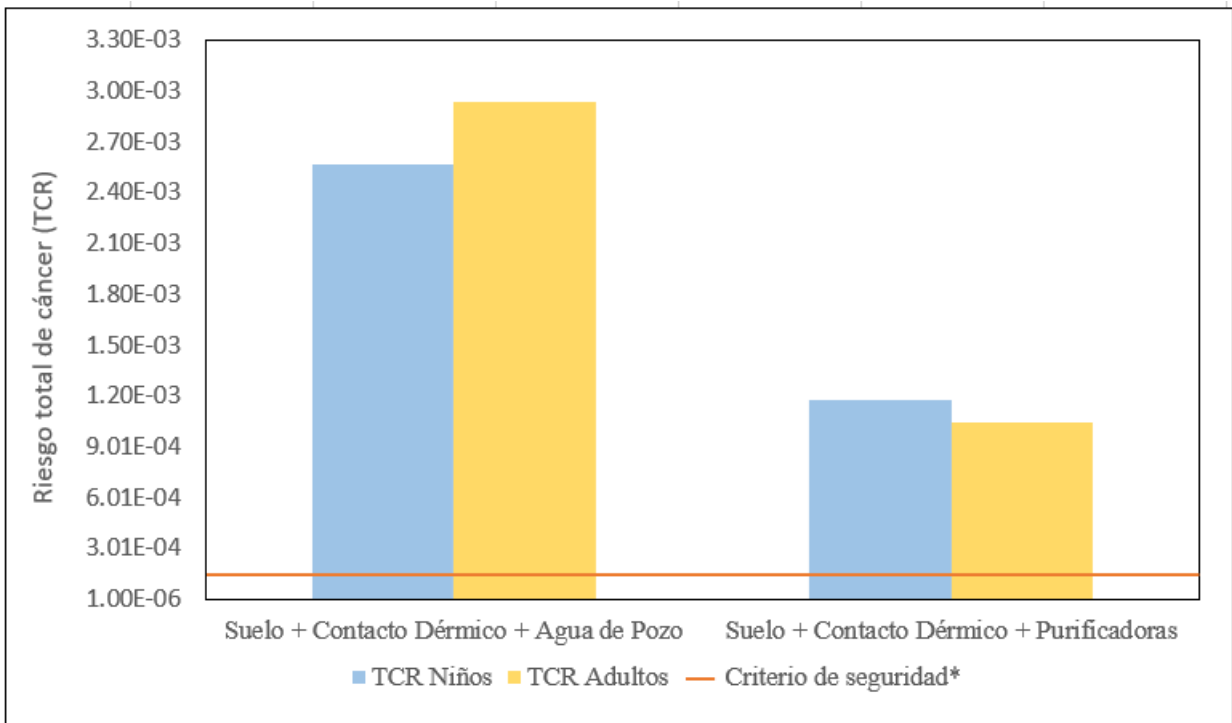


Figura 16. Riesgo total de cáncer TCR para niños y adultos. \*USEPA (2005)

### 4.3 SIMULACIONES MONTE CARLO

En las Figuras 17 – 48 se muestran gráficamente los resultados de las Simulaciones Monte Carlo (SMC) para cada sector poblacional (niños y adultos) y cada matriz (ingesta de agua de pozo, agua purificada, polvos y contacto dérmico). Para realizar dicho análisis fue necesario variar una entrada de las ecuaciones (1) a (3) anteriormente descritas, en este estudio se variaron las concentraciones de As (C) y el peso corporal (BW) en simulaciones diferentes.

Los adultos presentan HQs más altos en la mayoría de las matrices, exceptuando la ingesta de polvos, en donde el sector infantil tiene mayor probabilidad de sobrepasar el criterio de seguridad para HQ. En las Figuras 17 y 21 se presentan los resultados de HQs por ingesta de agua de pozo variando C, en donde se observa que los niños tienen mayor probabilidad (10%) de obtener HQs de 3.1, mientras que alrededor del 7% de adultos alcanzará un HQ de 4.5. Cabe resaltar que todos los valores de HQ exceden la unidad, presentando mayor probabilidad de desarrollo de enfermedades. Los resultados de HQs al variar BW se muestran en las Figuras 19 y 23, en donde 20% de los niños presentarán un HQ de 2.5 y, aunque es menos probable (13%), el sector adulto alcanzará valores de hasta 4.3 en sus coeficientes de riesgo.

Para el caso de las SMC por ingesta de polvos, al variar C (Figuras 33 y 37) ningún valor de HQ excedió la unidad; sin embargo, al realizar el análisis variando BW (Figuras 36 y 40) se observa que cerca del 20% de los niños presentarán un HQ mayor al límite establecido. En las Figuras 25 - 32 se muestran las distribuciones de riesgo por ingesta de agua purificada. Cuando se varía C para este caso, los adultos vuelven a tener valores de HQ más altos (excediendo la unidad), aunque con menor probabilidad (hasta 8.5% y 10% al variar C y BW, respectivamente); en cambio, como era de esperarse, el sector infantil presenta mayor probabilidad que los adultos con valores de HQ menores.

Por último, los resultados de la SMC por contacto dérmico se muestran en las Figuras 41 - 48. Para ambos casos, las distribuciones se comportan similar a los análisis por ingesta de agua, en donde se observa que el sector infantil tiene mayores probabilidades con HQ menores, mientras que el sector adulto presentan menores probabilidades con HQ mayores. Cabe recalcar que, en dichas distribuciones de frecuencia, ningún valor de HQ excede la unidad.

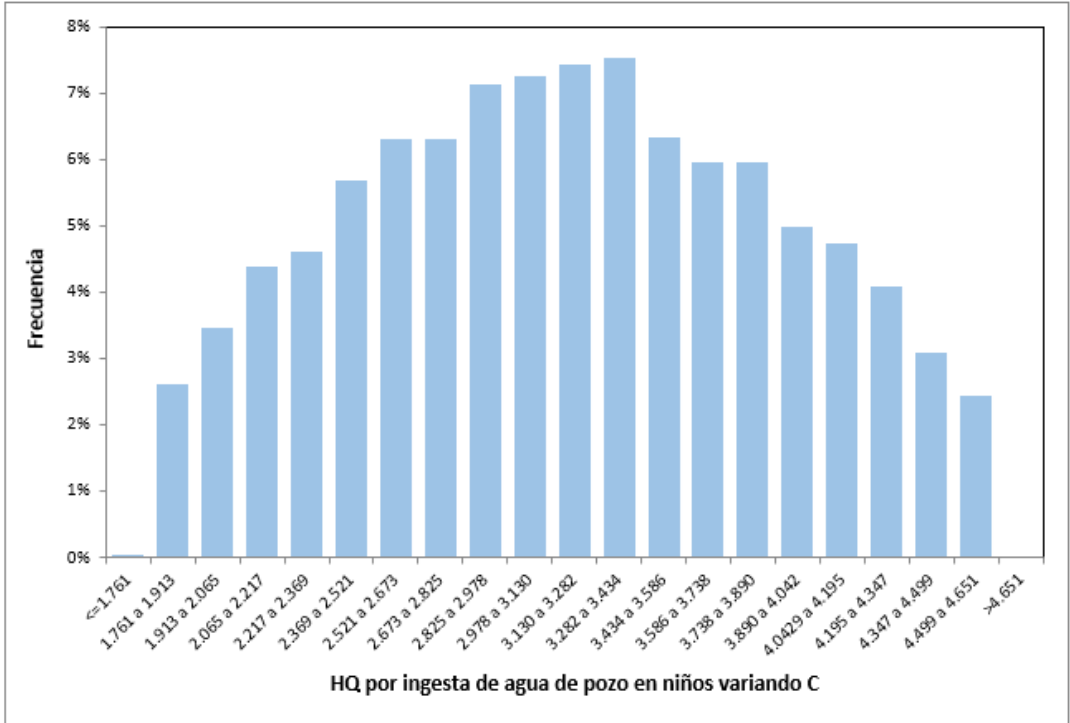


Figura 17. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua de pozos variando C en niños.

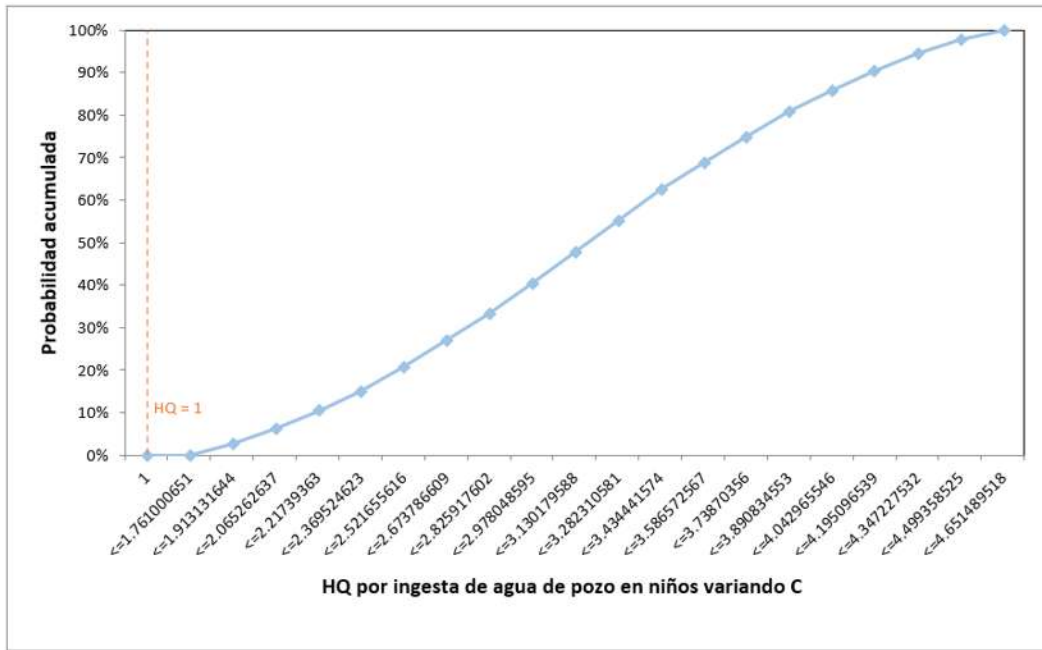


Figura 18. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua de pozos variando C en niños.

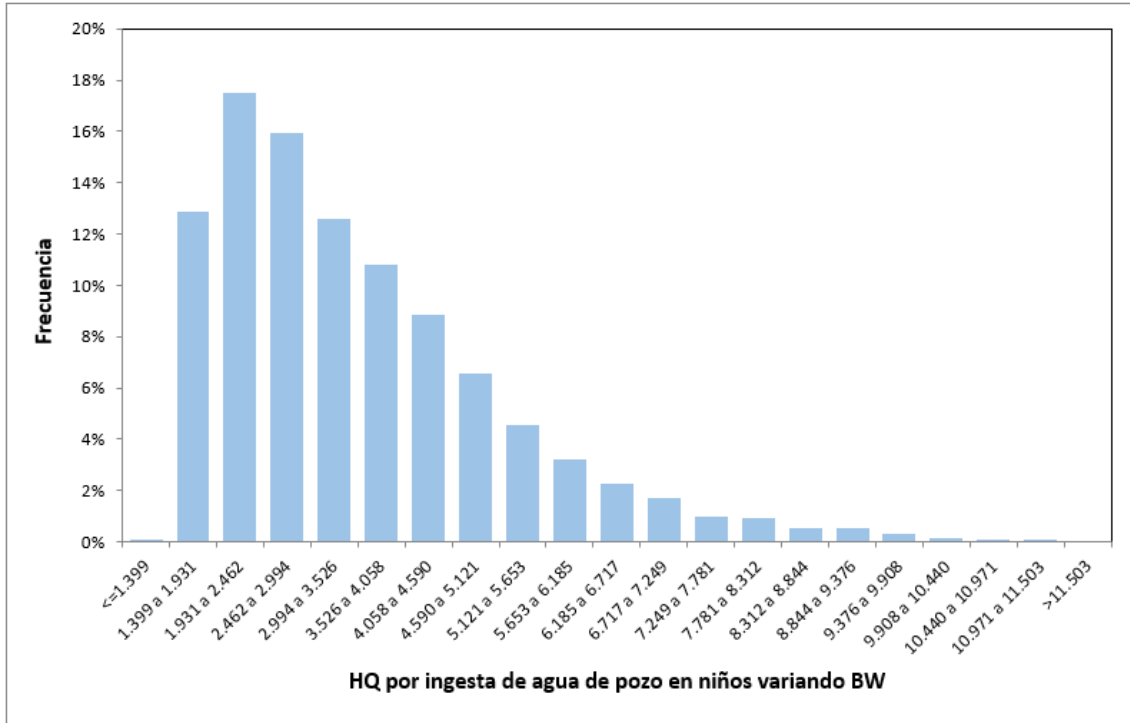


Figura 19. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua de pozos variando BW en niños.

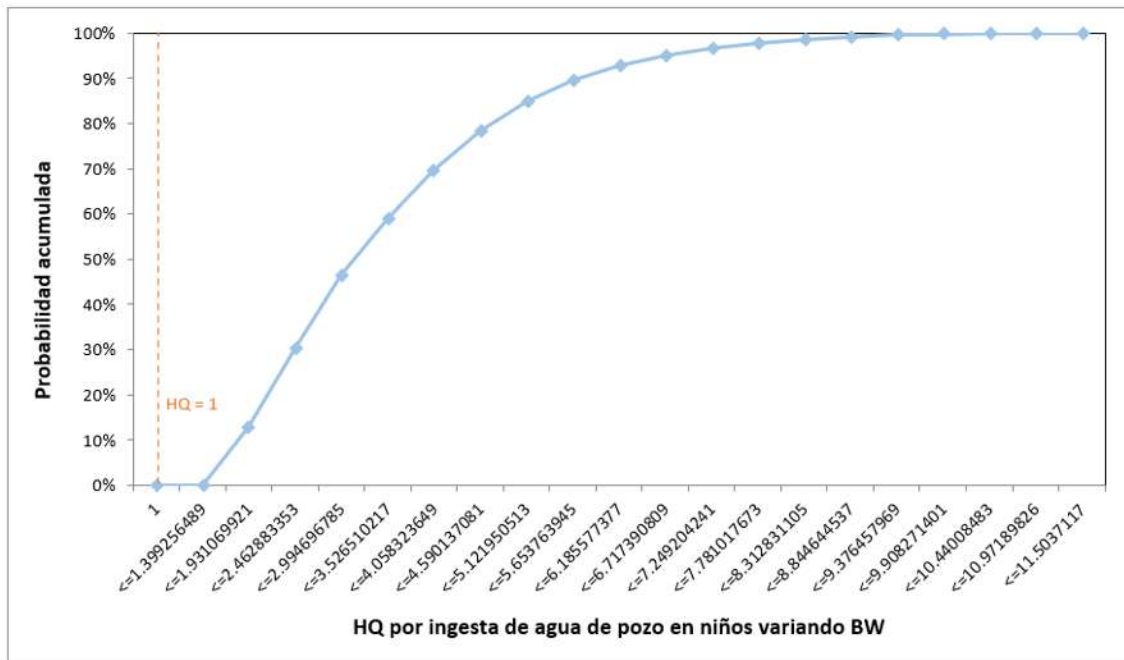


Figura 20. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua de pozos variando BW en niños.

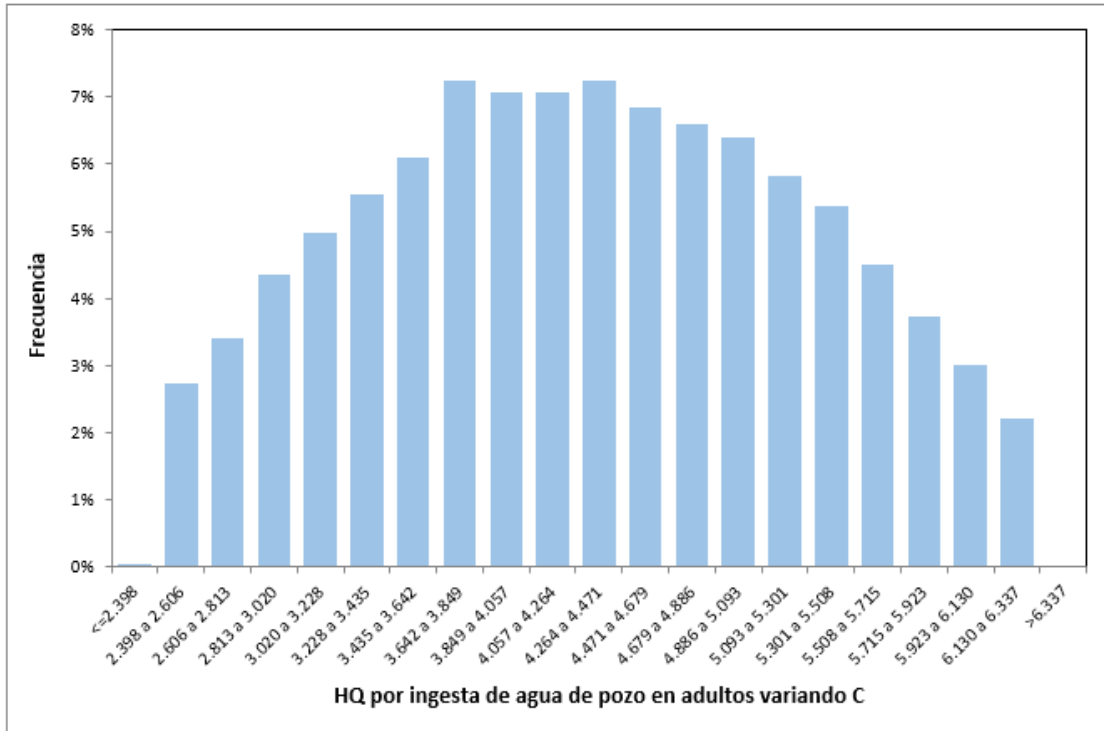


Figura 21. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua de pozos variando C en adultos.

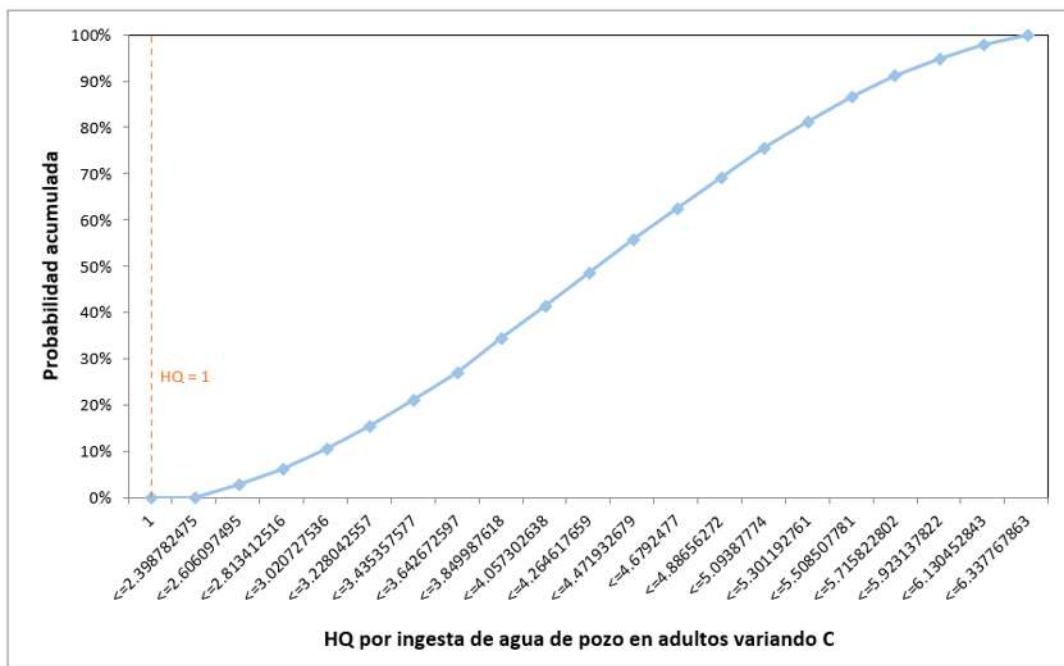


Figura 22. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua de pozos variando C en adultos.

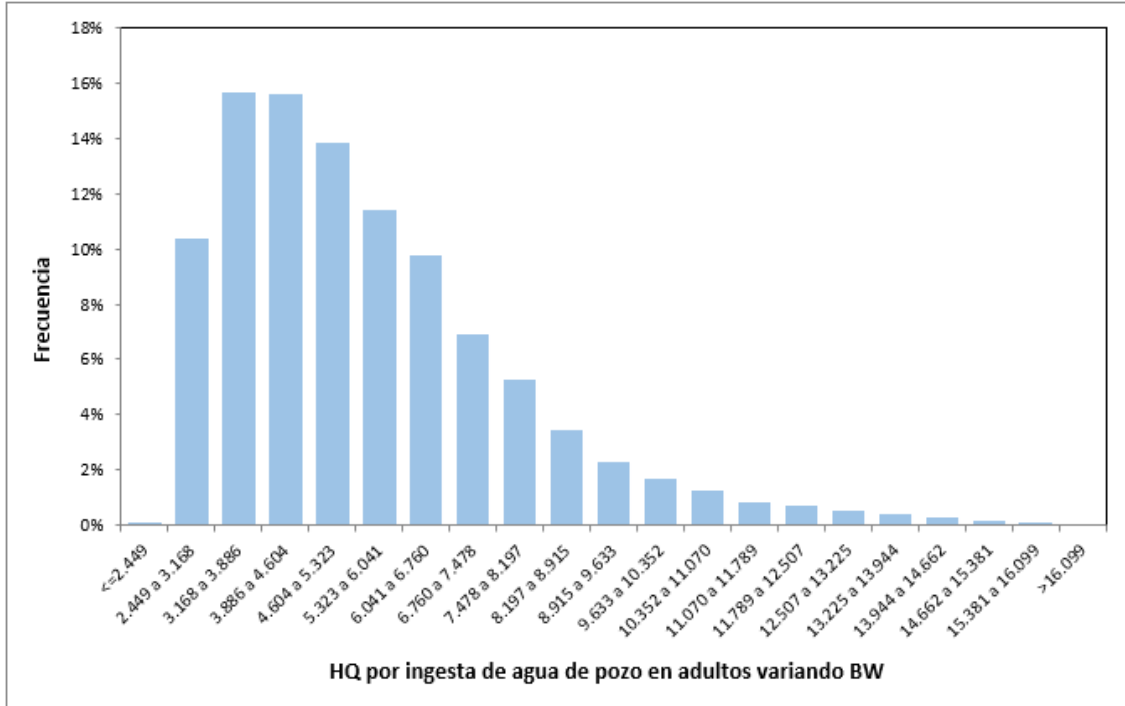


Figura 23. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua de pozos variando BW en adultos.

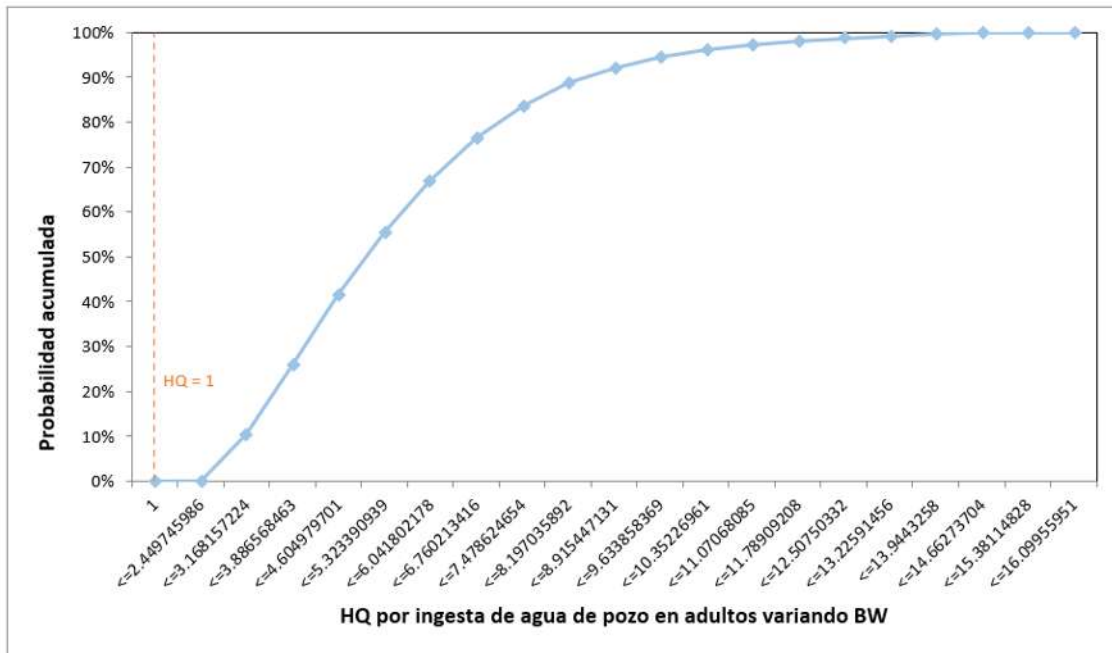


Figura 24. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua de pozos variando BW en adultos.

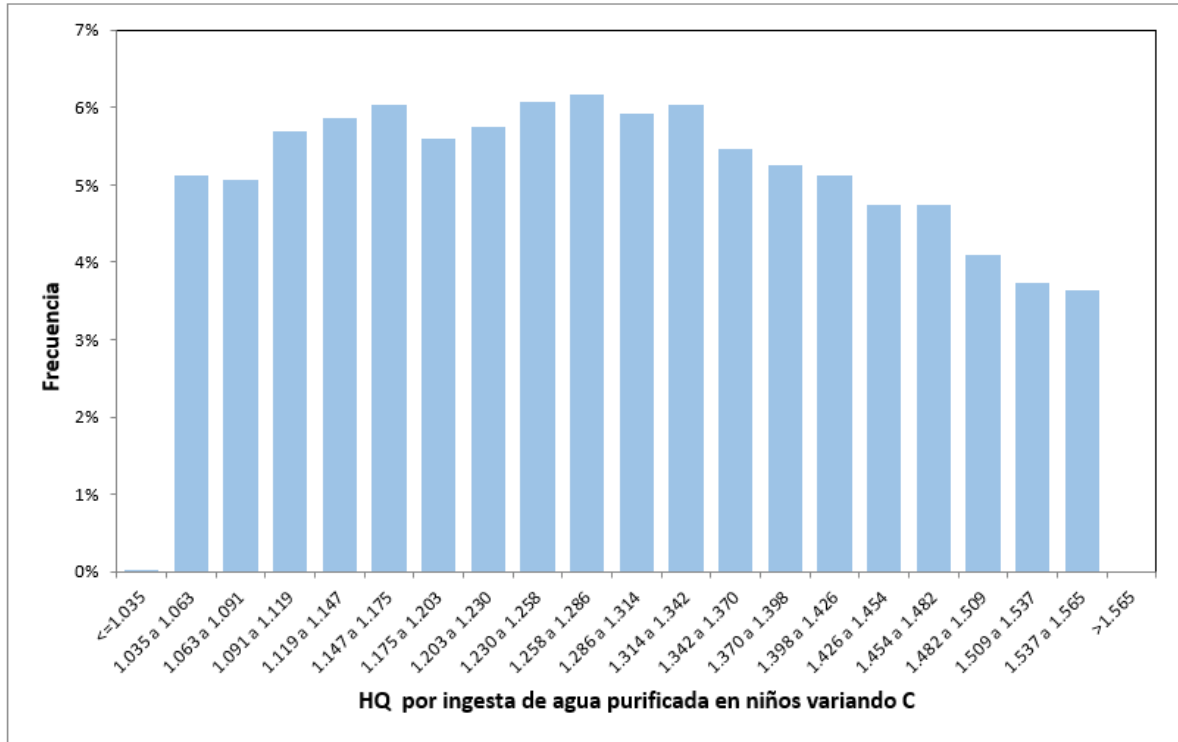


Figura 25. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua purificada variando C en niños.

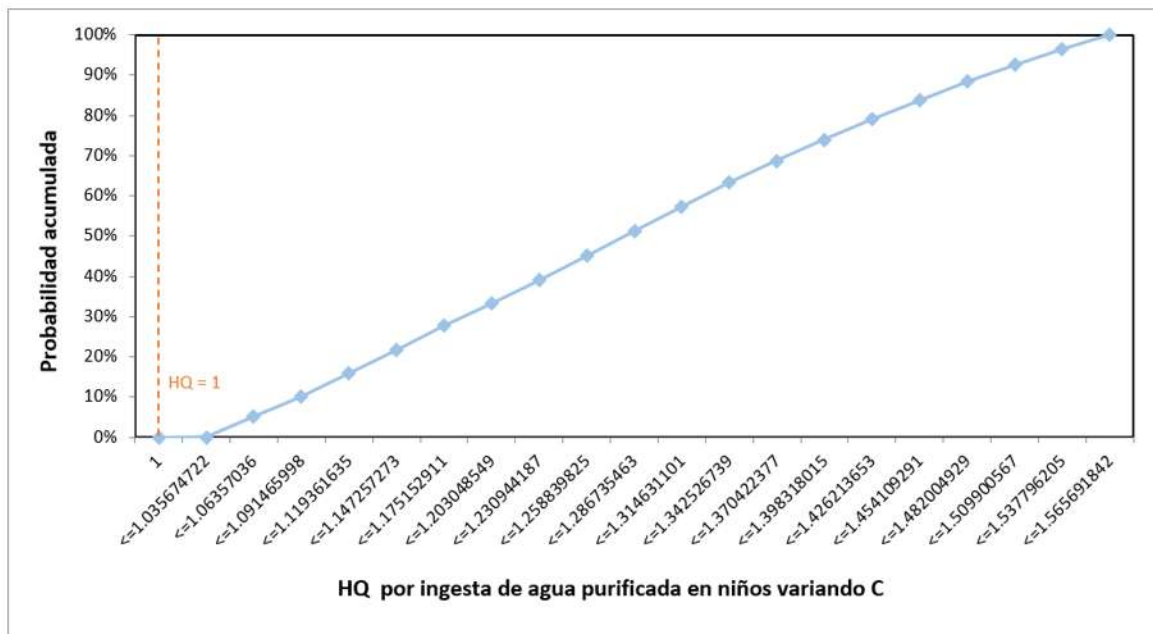


Figura 26. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua purificada variando C en niños.

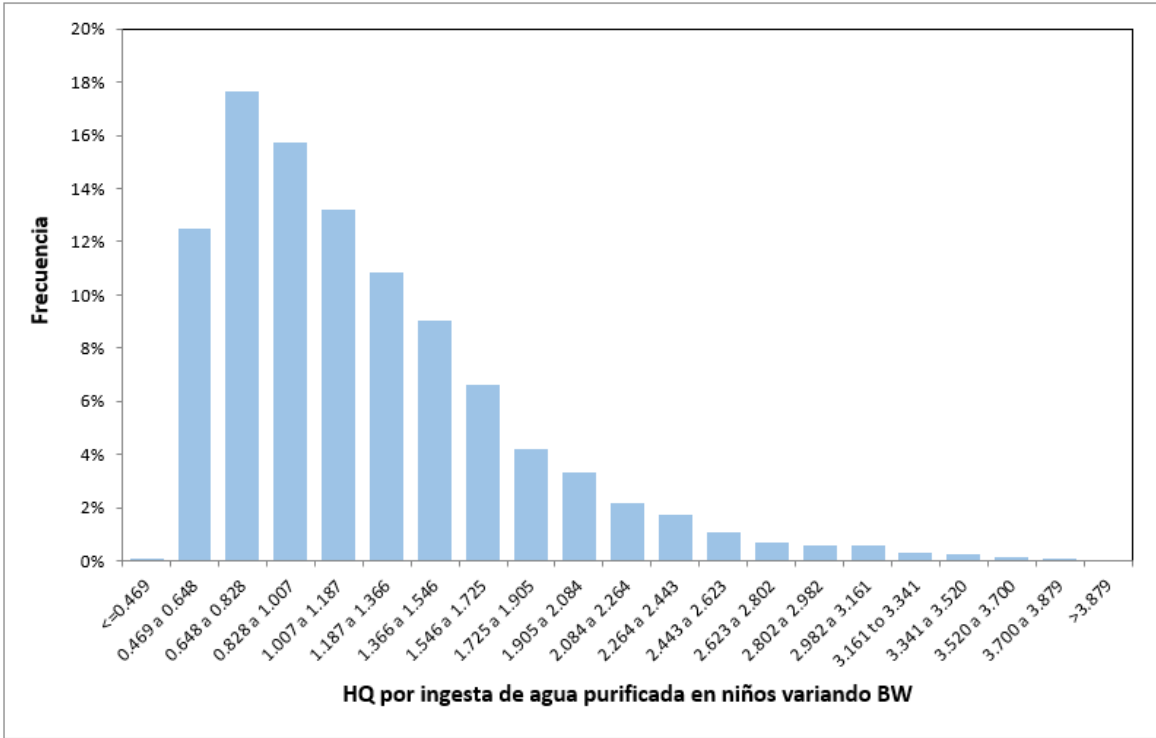


Figura 27. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua purificada variando BW en niños.

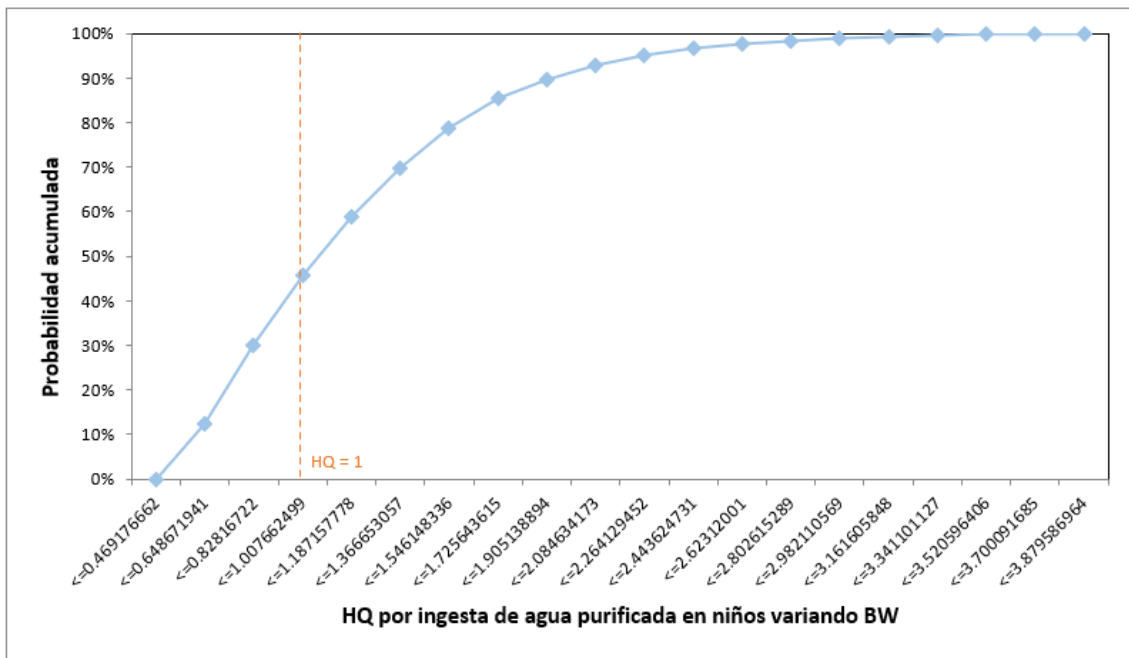


Figura 28. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua purificada variando BW en niños.

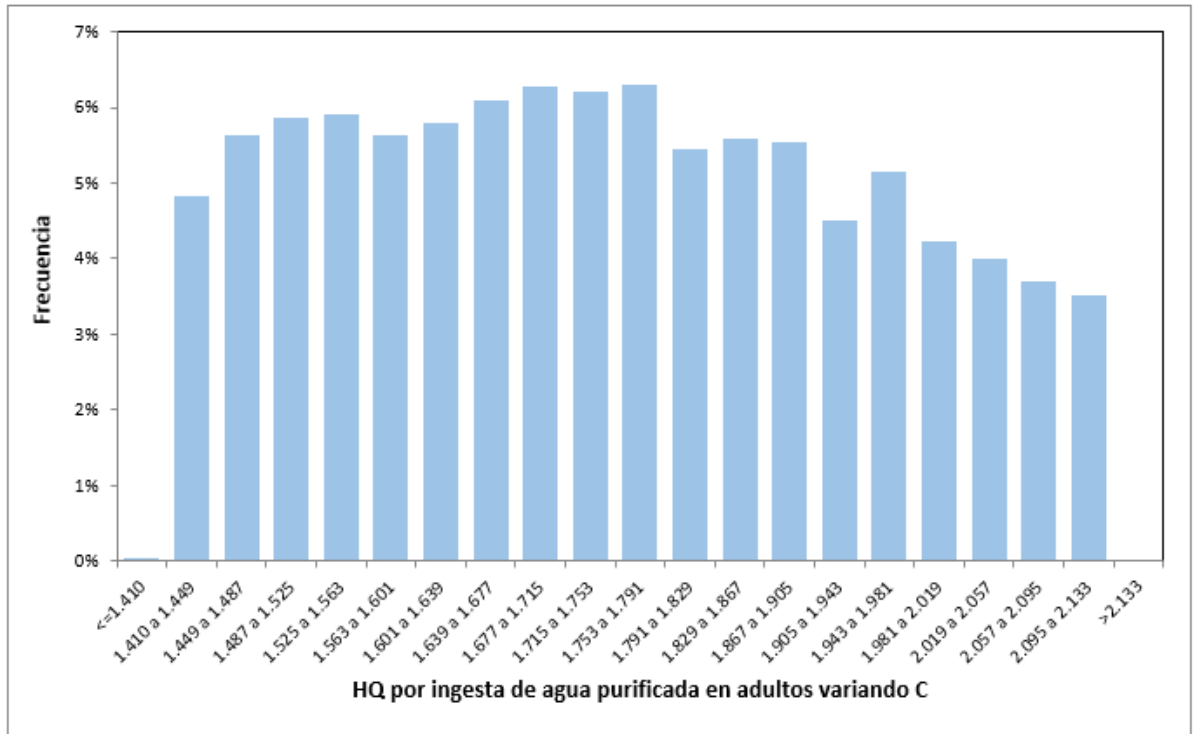


Figura 29. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua purificada variando C en adultos.

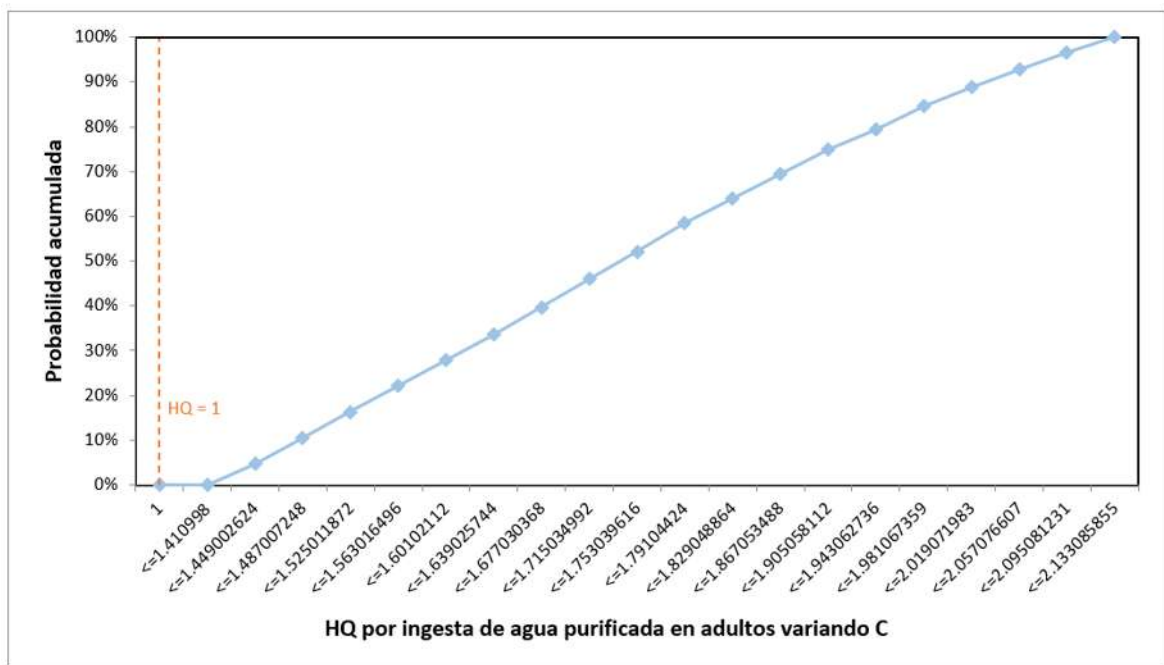


Figura 30. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua purificada variando C en adultos.

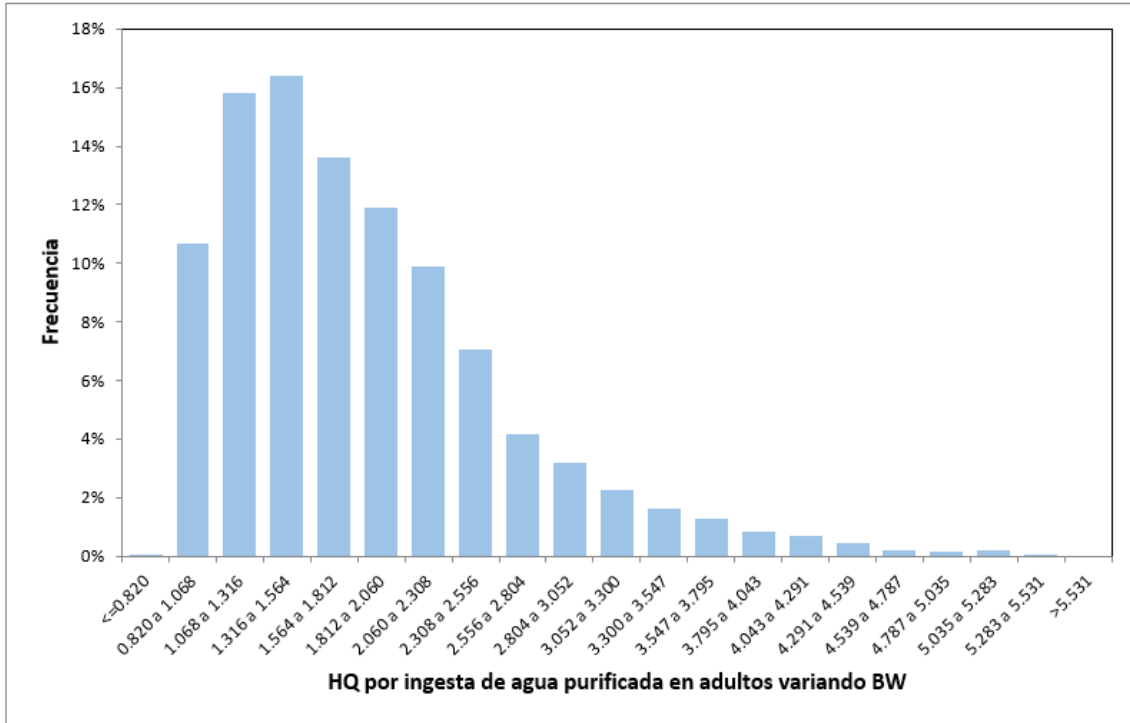


Figura 31. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de agua purificada variando BW en adultos.

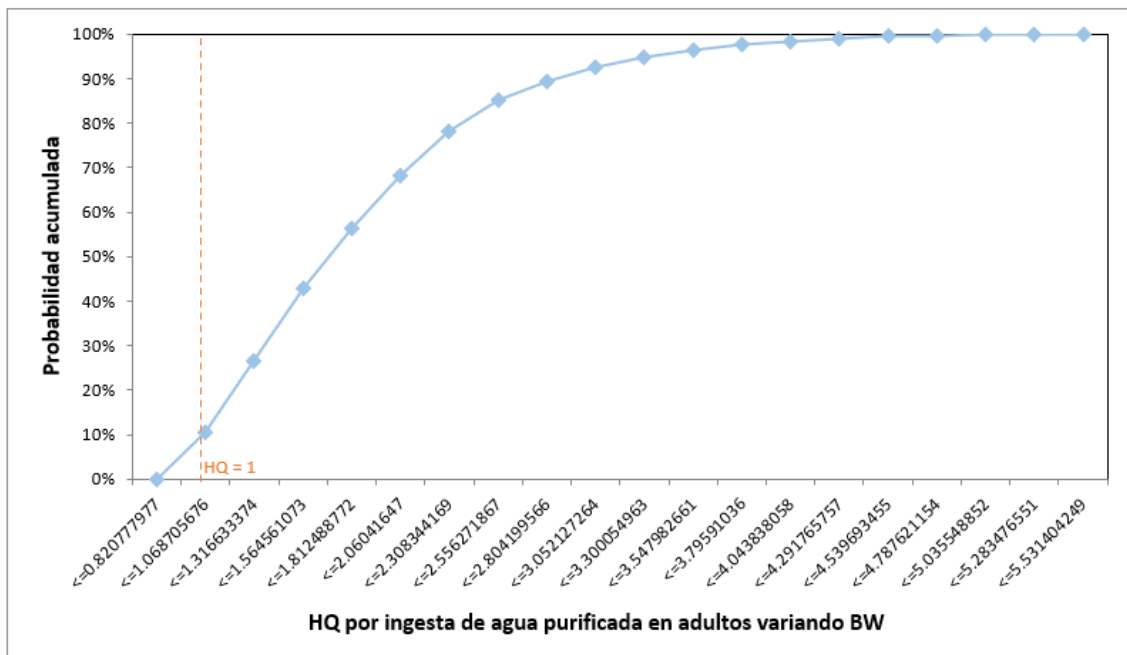


Figura 32. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de agua purificada variando BW en adultos.

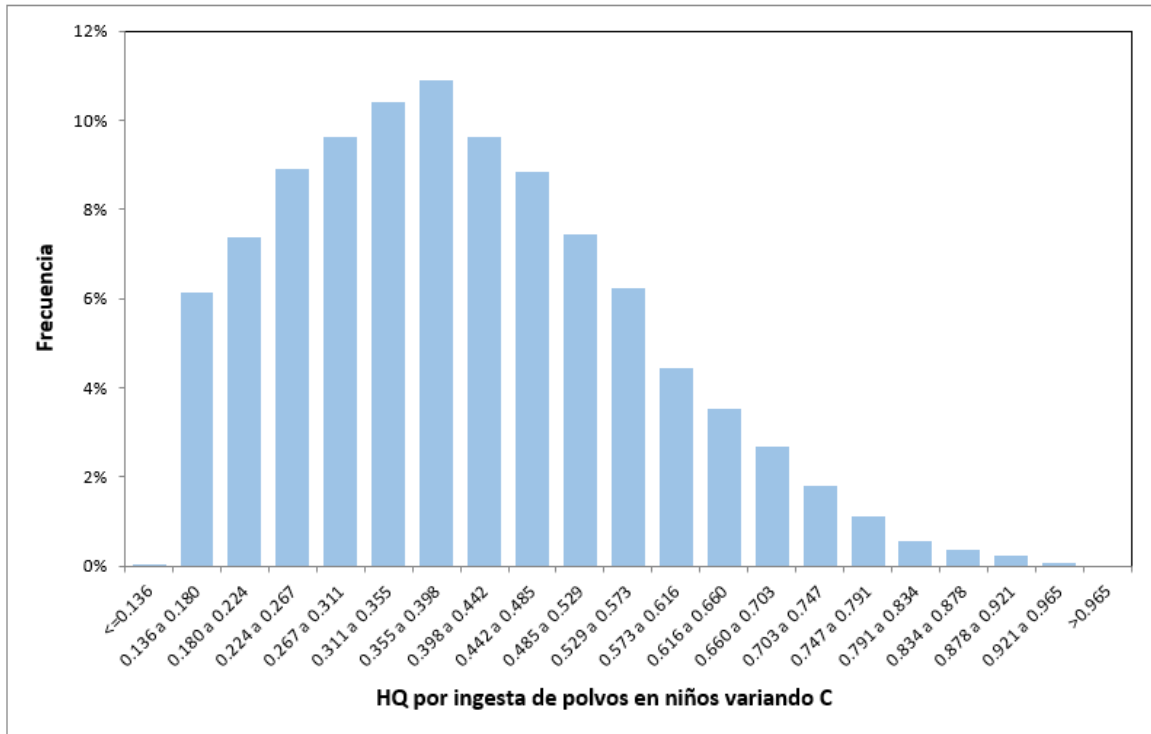


Figura 33. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de polvos variando C en niños.

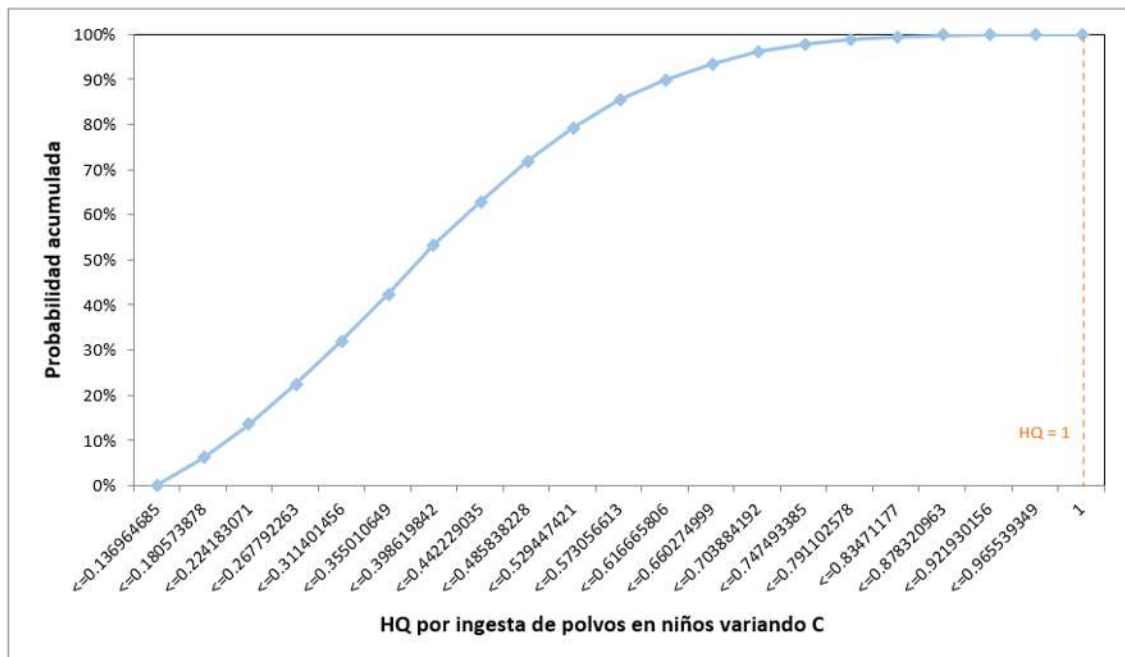


Figura 34. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de polvos variando C en niños.

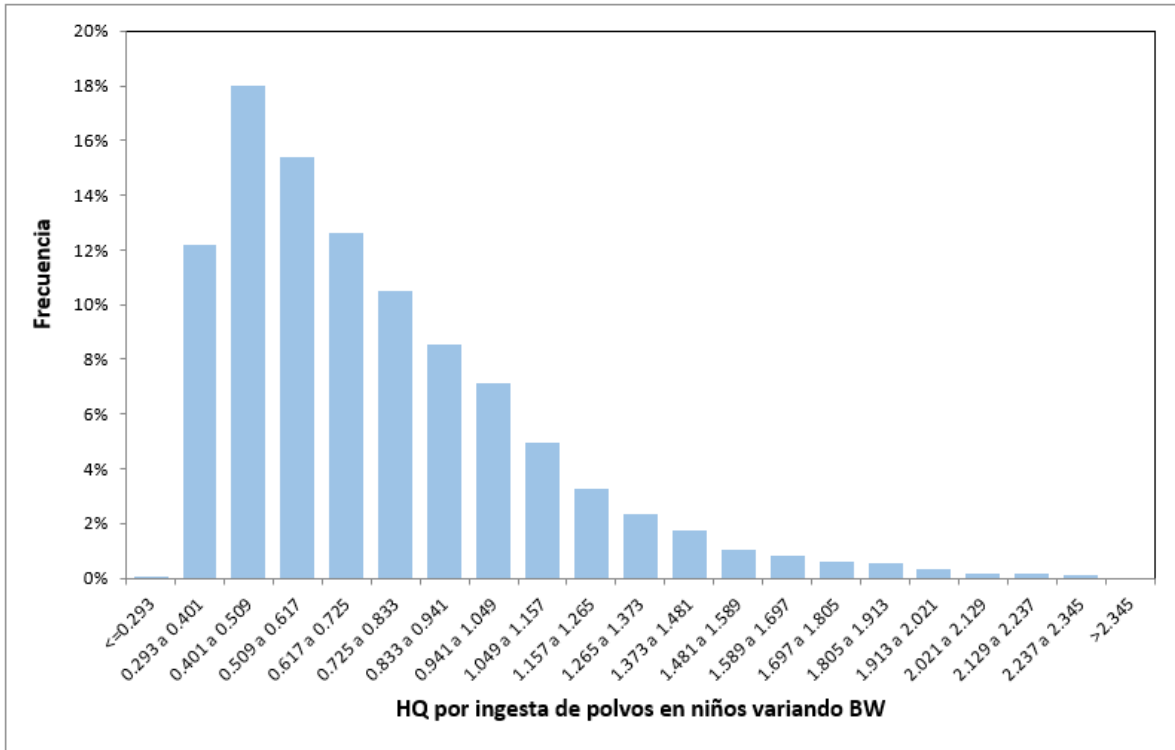


Figura 35. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de polvos variando BW en niños.

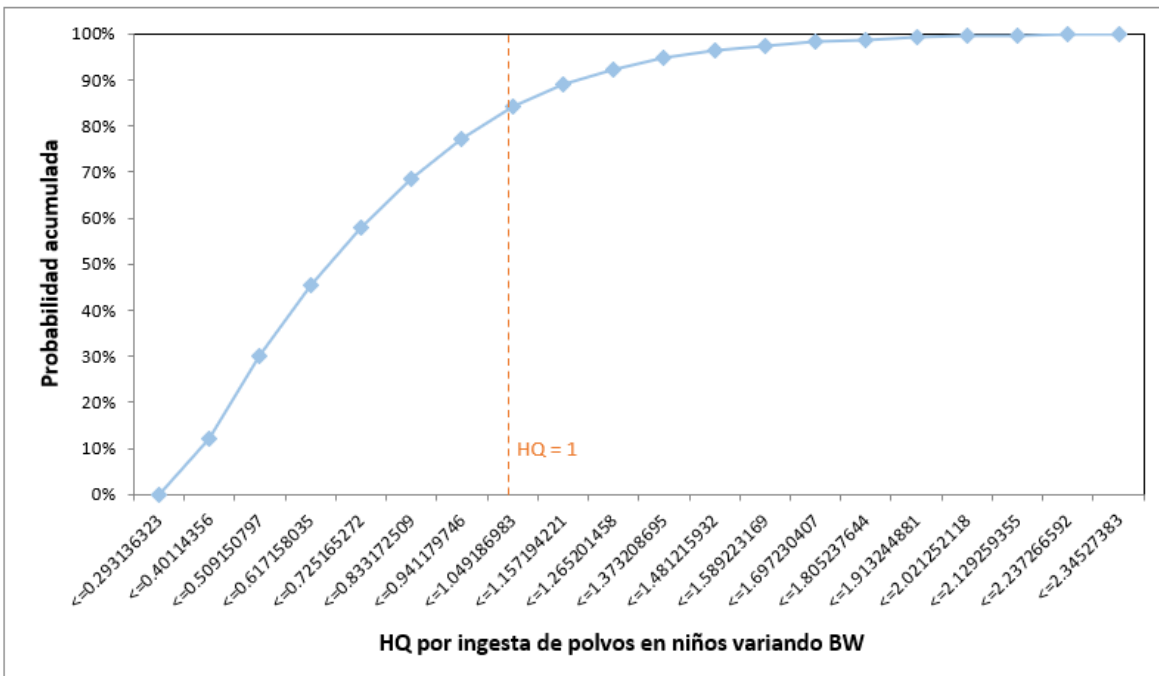


Figura 36. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de polvos variando BW en niños.

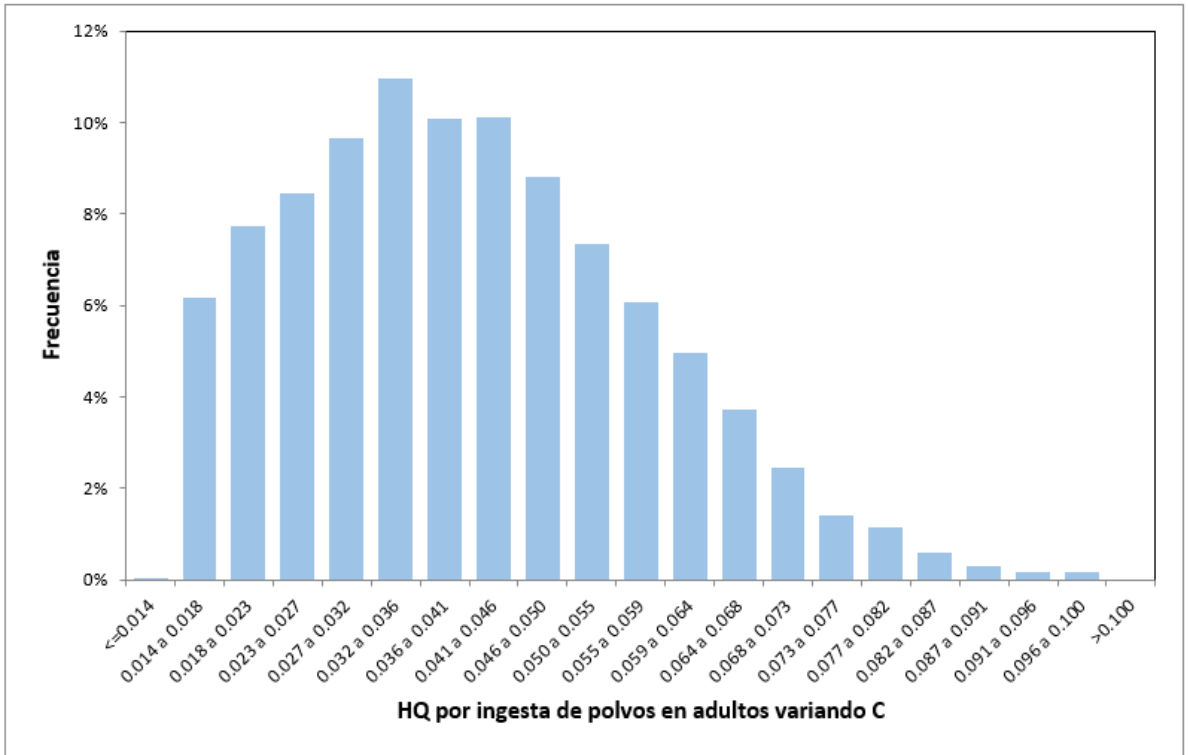


Figura 37. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de polvos variando C en adultos.

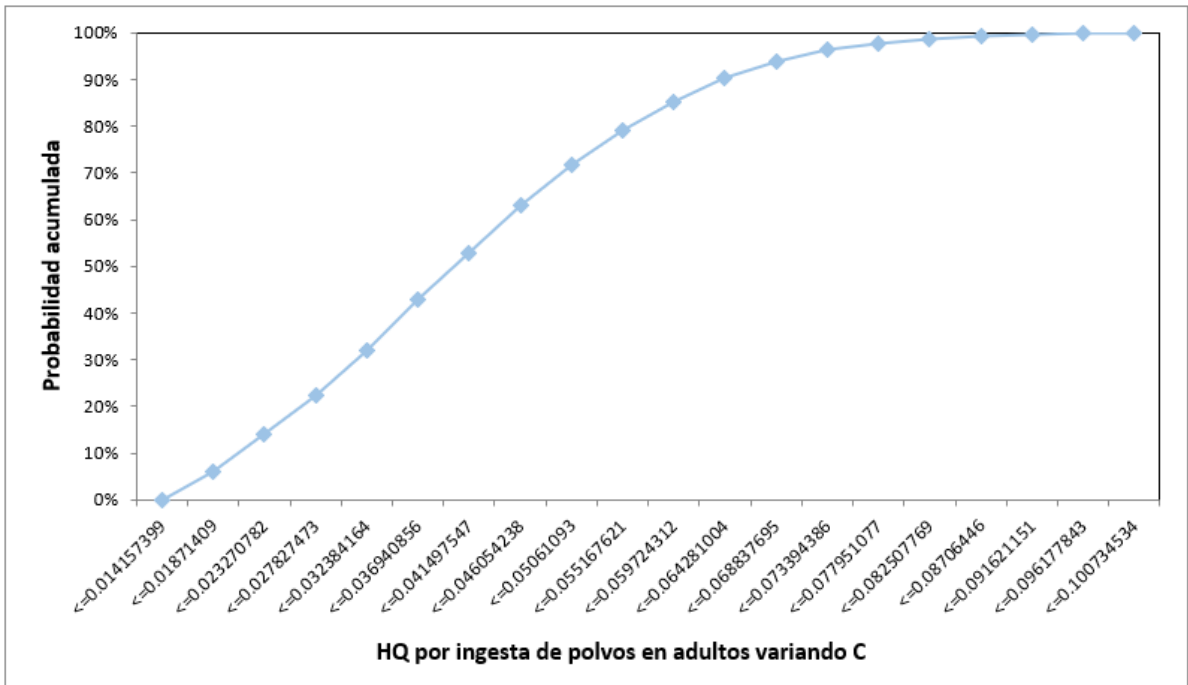


Figura 38. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de polvos variando C en adultos.

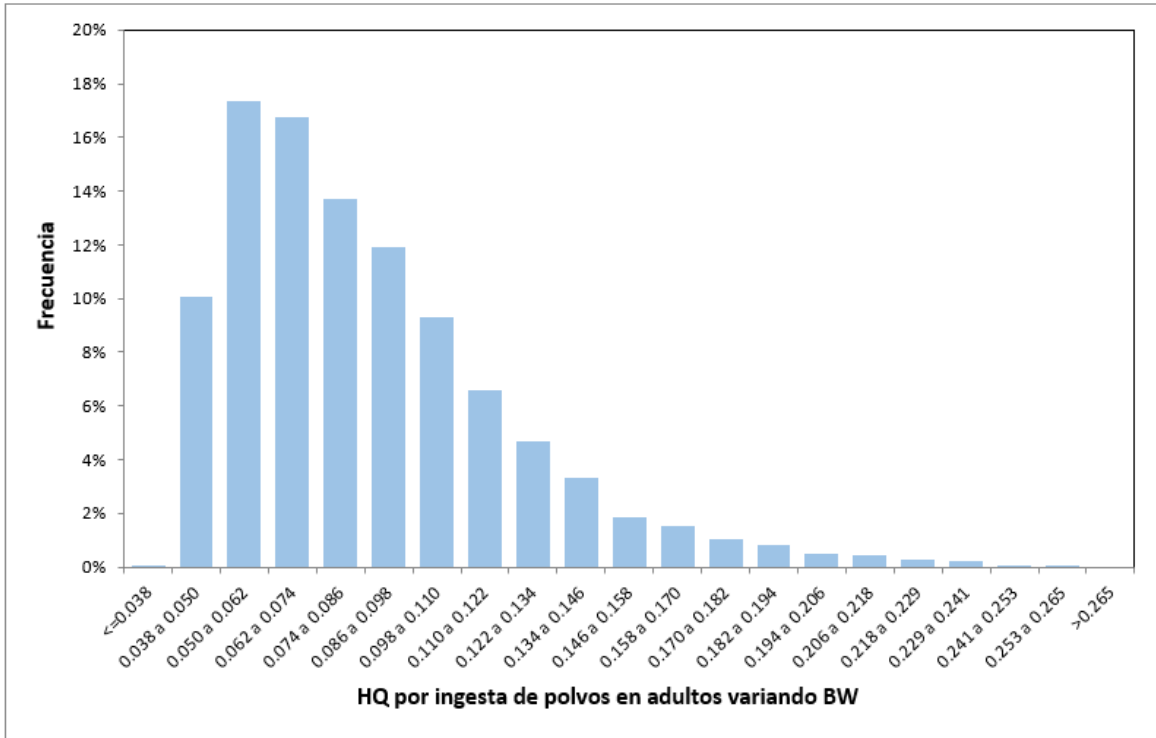


Figura 39. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por ingesta de polvos variando BW en adultos.

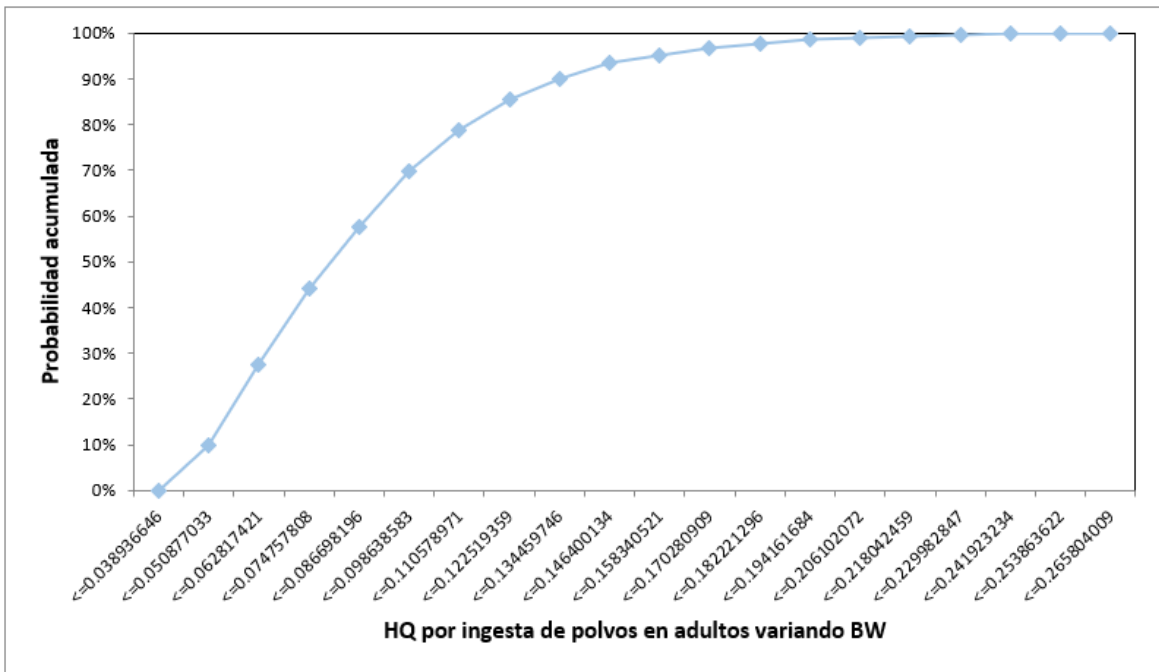


Figura 40. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por ingesta de polvos variando BW en adultos.

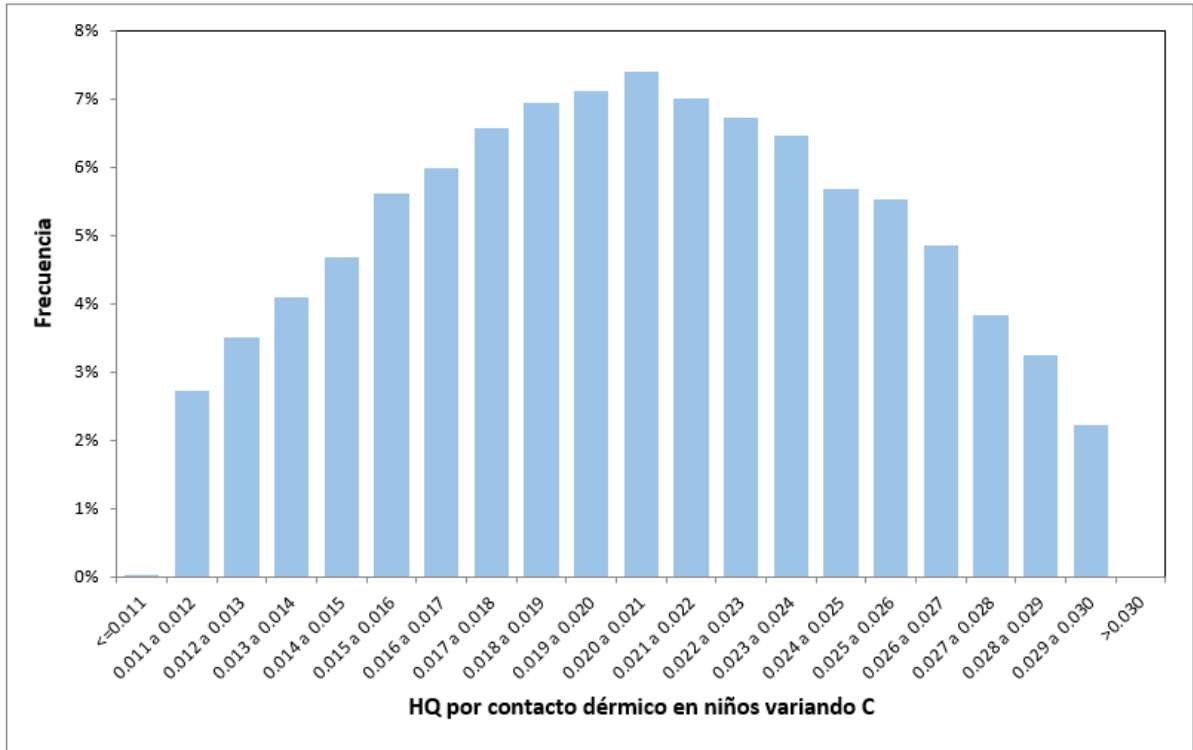


Figura 41. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por contacto dérmico variando C en niños.

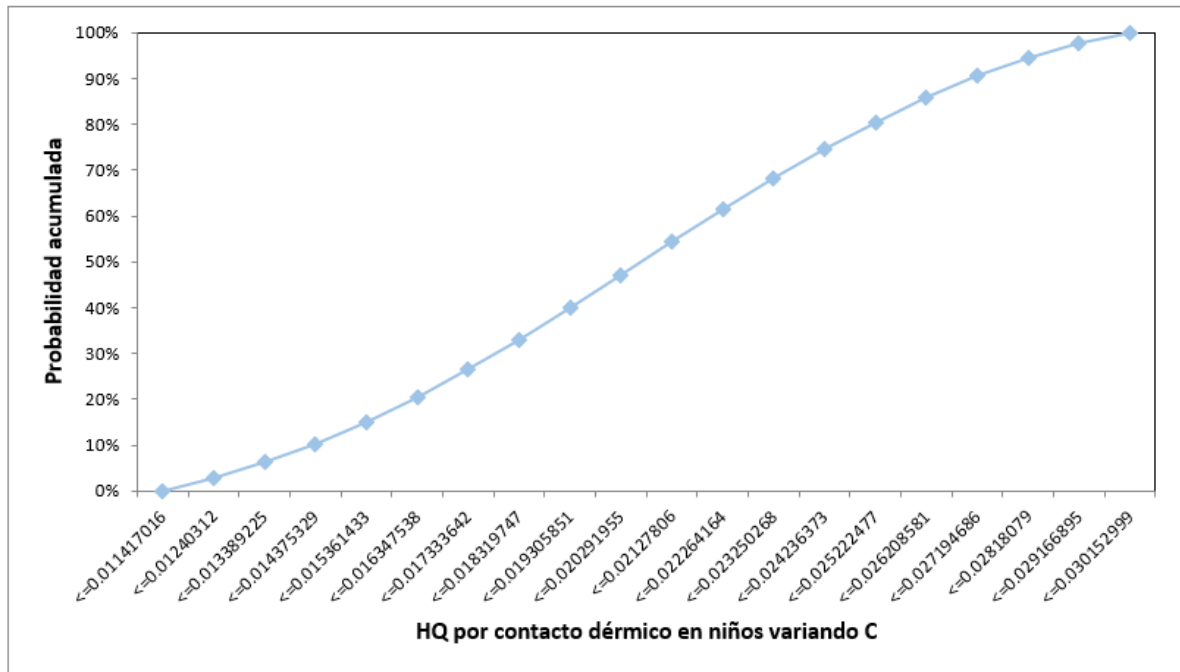


Figura 42. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por contacto dérmico variando C en niños.

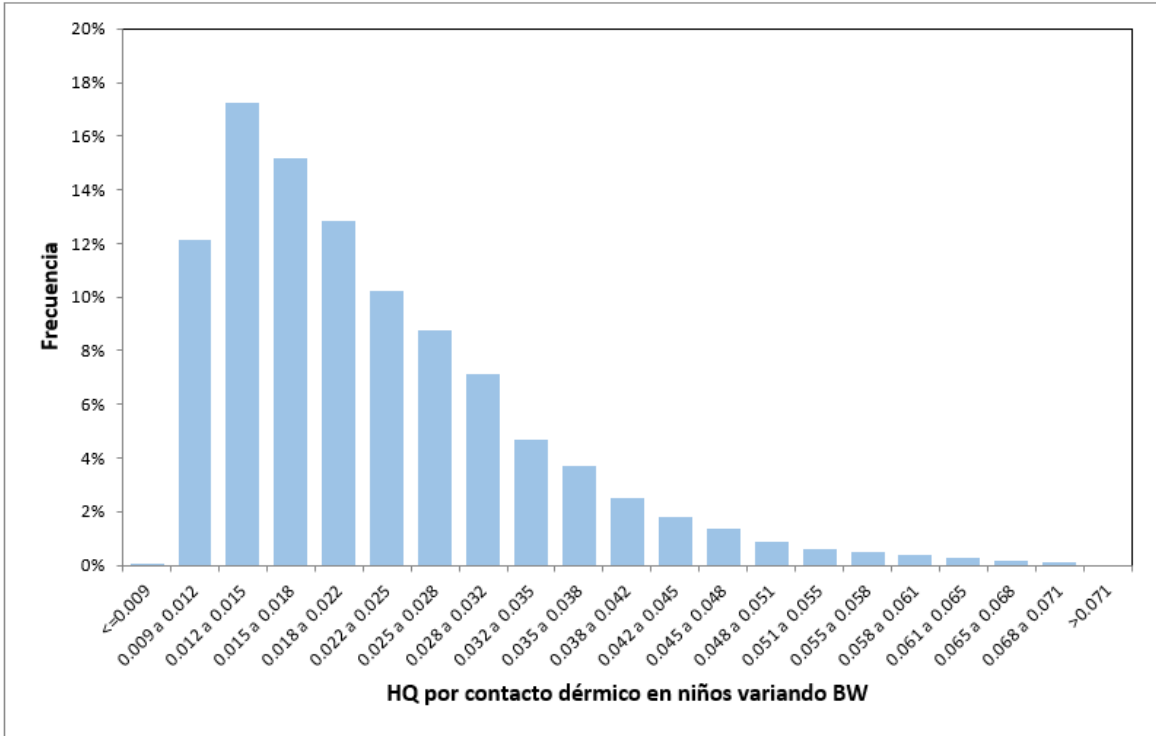


Figura 43. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por contacto dérmico variando BW en niños.

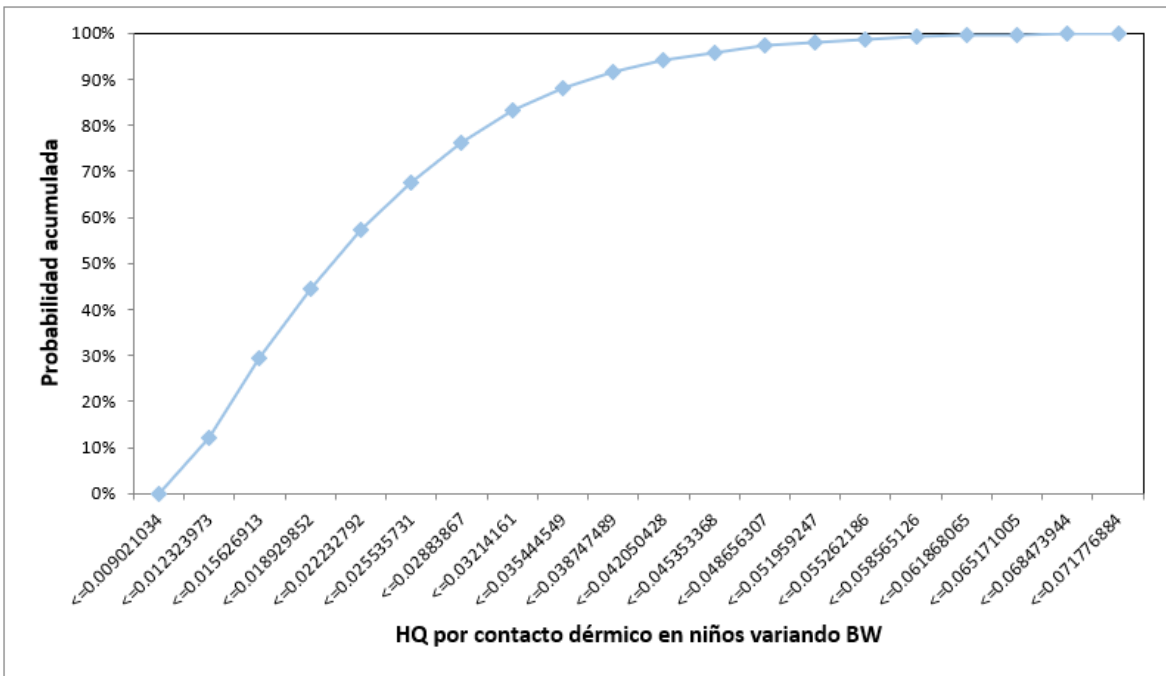


Figura 44. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por contacto dérmico variando BW en niños.

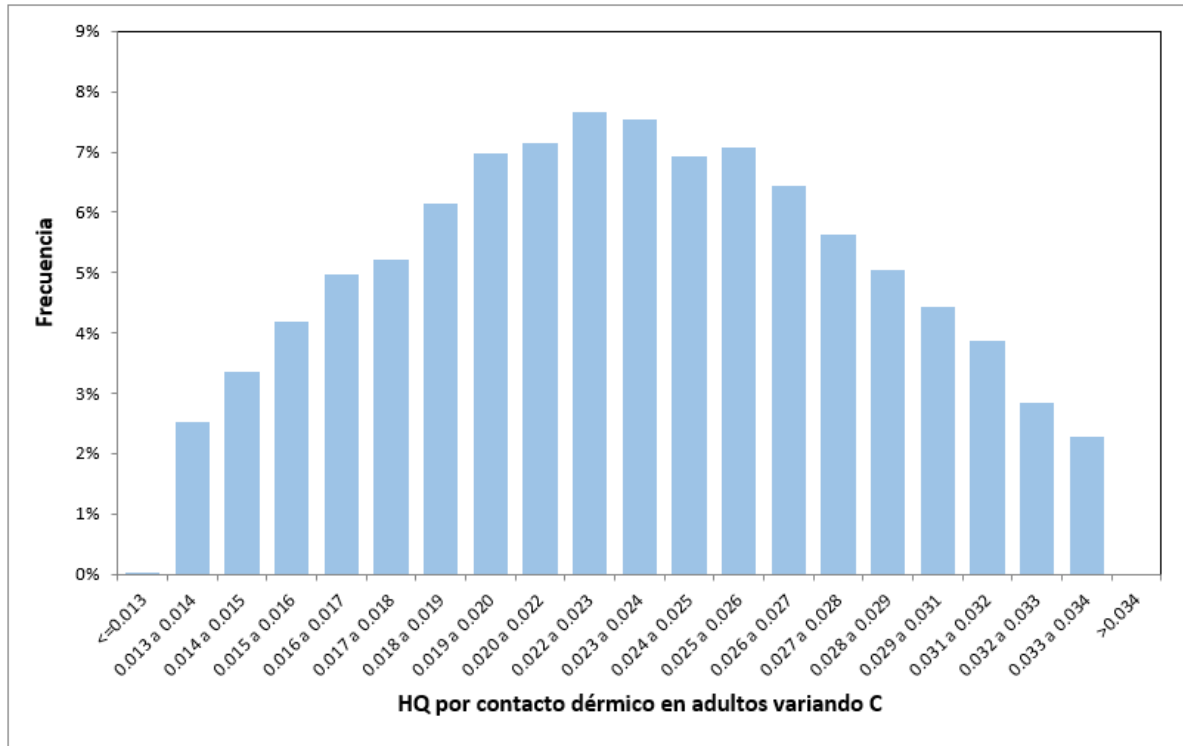


Figura 45. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por contacto dérmico variando C en adultos.

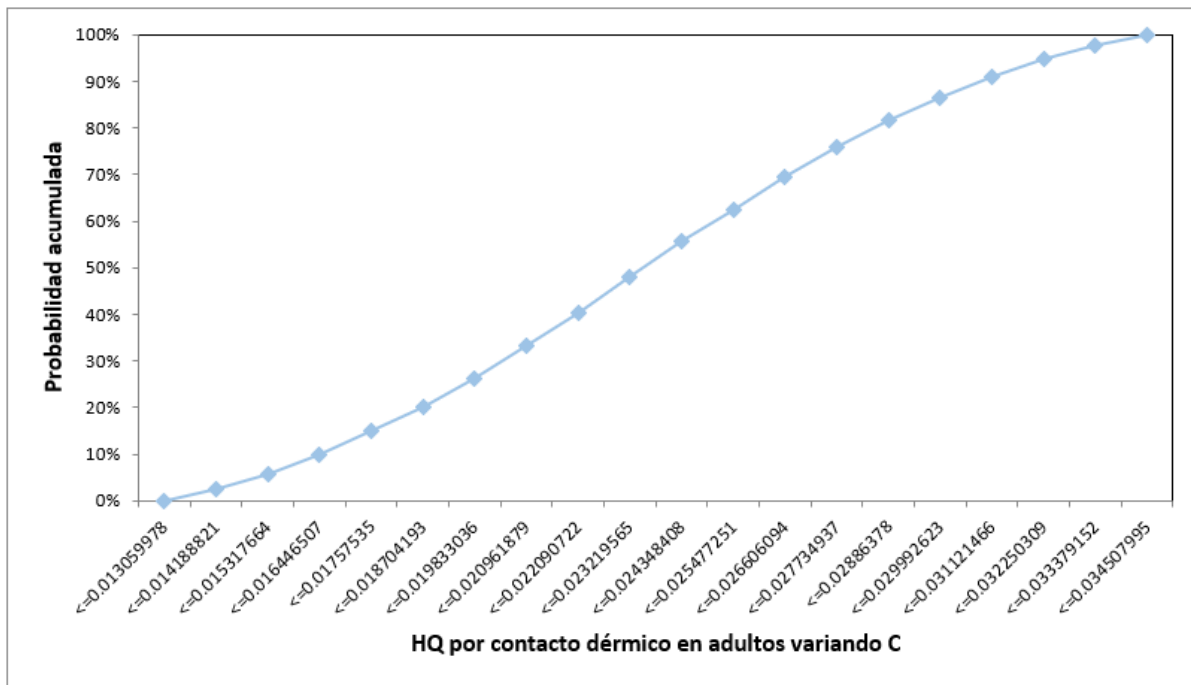


Figura 46. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por contacto dérmico variando C en adultos.

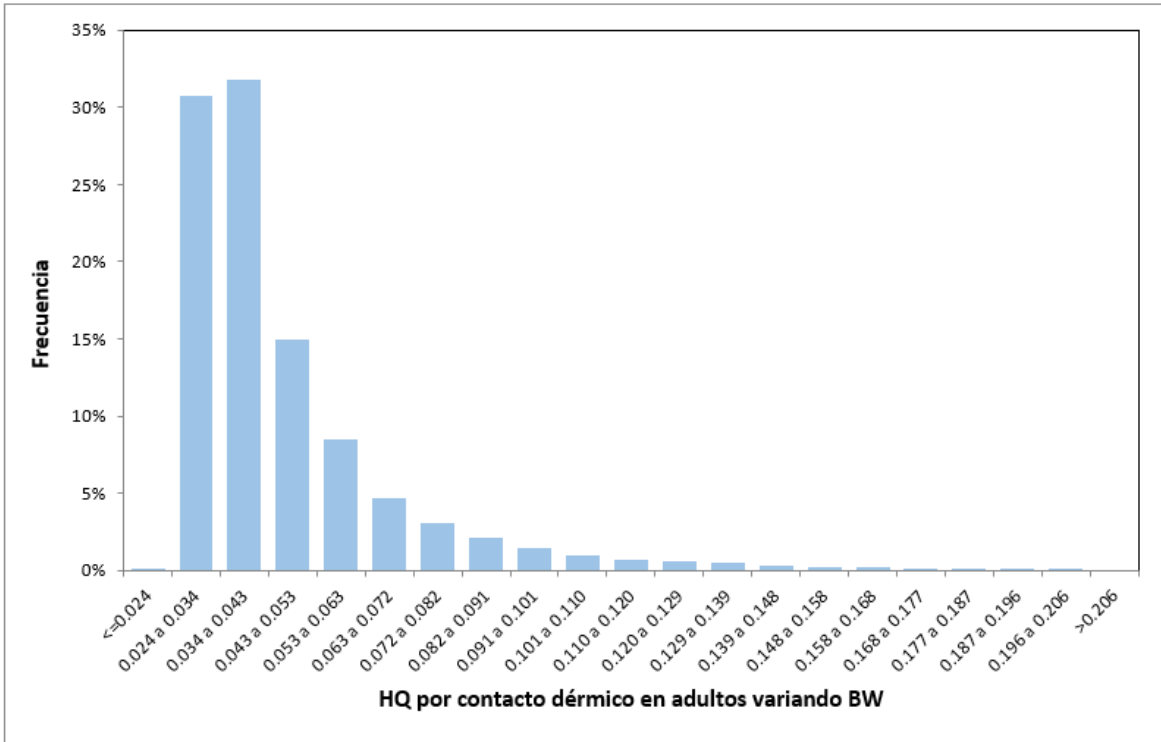


Figura 47. Resultados de SMC en frecuencia vs HQ por contacto dérmico variando BW en adultos.

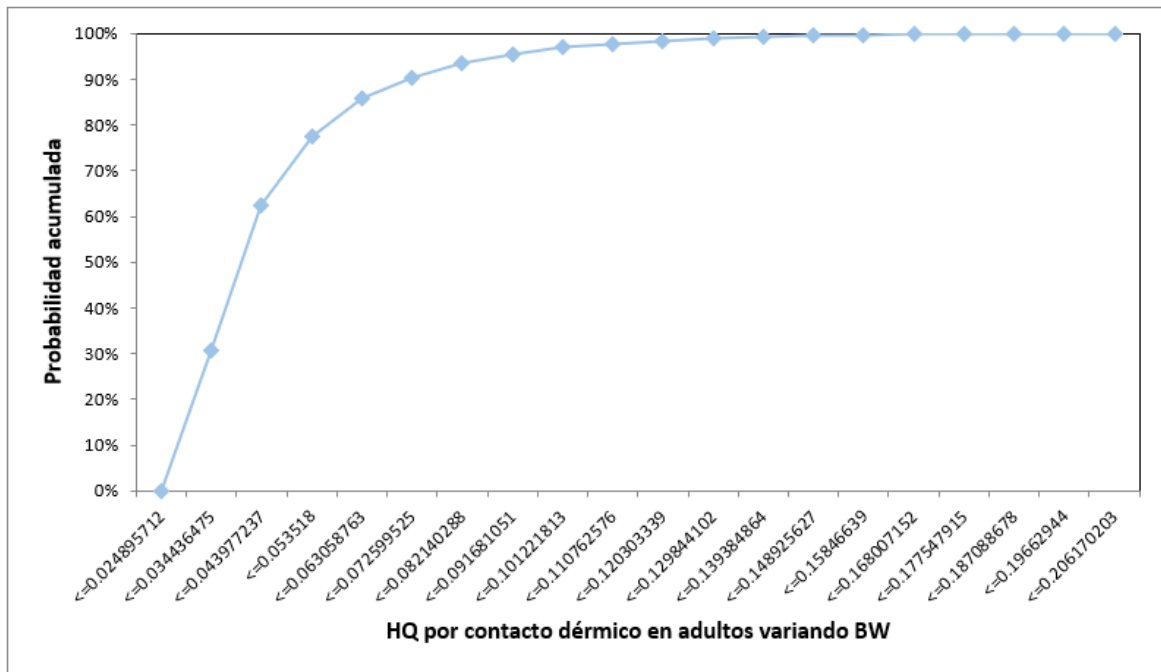


Figura 48. Resultados de SMC en probabilidad acumulada vs HQ por contacto dérmico variando BW en adultos.

Tabla 11. Resultados de HQs de la SMC variando C.

Vía de exposición	Población	Percentil 5	Percentil 10	Percentil 50	Percentil 80	Percentil 90	Percentil 95
Ingesta de agua de pozo	Niños	2.02	2.20	3.18	3.87	4.18	4.37
	Adultos	2.75	2.99	4.31	5.26	5.66	5.93
Ingesta de agua purificada	Niños	1.06	1.09	1.28	1.43	1.49	1.52
	Adultos	1.45	1.48	1.74	1.95	2.03	2.08
Ingesta de polvo	Niños	0.17	0.21	0.38	0.53	0.62	0.69
	Adultos	0.01	0.02	0.04	0.05	0.06	0.07
Contacto dérmico	Niños	0.013	0.014	0.02	0.025	0.027	0.028
	Adultos	0.015	0.016	0.023	0.025	0.031	0.032

Tabla 12. Resultados de HQs de la SMC variando BW.

Vía de exposición	Población	Percentil 5	Percentil 10	Percentil 50	Percentil 80	Percentil 90	Percentil 95
Ingesta de agua de pozo	Niños	1.67	1.84	3.13	4.71	5.72	6.72
	Adultos	2.91	3.16	5.02	7.11	8.48	9.88
Ingesta de agua purificada	Niños	0.57	0.63	1.06	1.57	1.92	2.27
	Adultos	0.98	1.06	1.69	2.36	2.85	3.33
Ingesta de polvo	Niños	0.36	0.39	0.65	0.98	1.18	1.39
	Adultos	0.04	0.05	0.08	0.11	0.13	0.16
Contacto dérmico	Niños	0.01	0.011	0.02	0.03	0.037	0.043
	Adultos	0.028	0.029	0.039	0.056	0.071	0.089

En las Tablas 11 y 12 se presentan los resultados de los coeficientes de riesgo por posiciones porcentuales. Para el caso de ingesta de agua de pozo, se puede observar en ambas simulaciones que toda la población presenta HQs mayores a la unidad, llegando hasta valores de 9.88 para el 95% de adultos. Por otro lado, la exposición por ingesta de agua purificada representa valores de HQs menores, aunque la mayoría sobrepasa los criterios de seguridad: en la simulación variando el peso corporal, aproximadamente el 50% de la población infantil presentará valores mayores a 1.06, mientras que hasta el 90% de los adultos tendrá HQs mayores a dicho valor.

Para la matriz de exposición por contacto dérmico, todos los valores de HQ son menores a la unidad, indicando que dicha vía no representa peligro para la población estudiada. Sin embargo, la SMC variando BW indica que aproximadamente un 10% de niños tendrá  $HQ \geq 1.18$ , presentando así una mayor probabilidad de contraer enfermedades asociadas al arsénico.

## CAPÍTULO V: CONCLUSIÓN

Los niños y adultos de la localidad de Araró están expuestos a niveles de arsénico en agua de pozo y agua purificada por encima de los límites establecidos por regulaciones internacionales. Para ambos sectores de la población en dichas matrices, los coeficientes de riesgo fueron mayores a 1, lo que indica una mayor probabilidad de desarrollar efectos a la salud adversos debido a la exposición crónica a arsénico por ingesta de agua. Como era de esperarse, los índices de riesgo y el total de riesgo de cáncer exceden los criterios de seguridad determinados por USEPA, estableciendo así una probabilidad de contraer enfermedades como cáncer.

Para la matriz de suelo, los resultados del análisis de riesgo indicaron que cerca del 20% de la población infantil presenta  $HQ > 1$ , mientras que los adultos presentan valores dentro de los límites de seguridad. Los niños se encuentran más expuestos debido a que la cantidad de polvo que ingieren es mayor que los adultos y su peso corporal es menor.

En el caso de exposición al arsénico por contacto dérmico, ambos sectores de la población estudiados presentan valores de HQ y TCR por debajo de los criterios de USEPA, lo que supone que esta vía de exposición no representa peligro para los pobladores de Araró.

De las vías de exposición analizadas en el presente estudio, la ingesta de agua conduce a mayores probabilidades de obtener  $HQ > 1$  que la ingesta de polvos y el contacto dérmico.

## REFERENCIAS

- Abah, J., Mashebe, P., & Onjefu, S. (2014). Survey of the levels of some heavy metals in roadside dusts along Katima Mulilo Urban road construction, Namibia. *American Journal of Environmental Protection*, 19-27.
- Adimalla, N. (2019). Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environmental Geochemistry and Health*.
- AristaSur. (14 de Febrero de 2019). *Sistema de Coordenadas Geográficas: UTM*. Obtenido de <https://www.aristasur.com/contenido/sistema-de-coordenadas-geograficas-utm>
- Armenta, M., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemical Health*, 345-353.
- ATSDR. (2000). Toxicological profile for arsenic. *US Department of Health and Human Services, Public Health Service*, 428.
- ATSDR. (2007). *Toxicological Profile for Lead*. Atlanta, Georgia: U. S. Department of Health and Human Services.
- Baig, J. A., Kazi, T. G., Shah, A. Q., Afridi, H. I., Khan, S., Kolachi, N. F., . . . Shah, F. (2011). Evaluation of Toxic Risk Assessment of Arsenic in Male Subjects Through Drinking Water in Southern Sindh Pakistan. *Biological Trace Elements Research*, 772-786.
- Ball, J., Nordstrom, K., Jenne, E., & Vivit, D. (1998). Chemical Analyses of Hot prings, Pools, Geysers, and Surface Water from Yellowstone National Park, Wyoming, and Vicinity, 1974-1975. *U.S. Geological Survey*.
- Beach, L. M. (s.f.). *Determination of As, Sb and Se in Difficult Environmental Samples by Hydride Generation*. Obtenido de Agilent Technologies: <https://www.queensu.ca/asu/instrumentation/hydride-generation-spectroscopy>
- Birkle, P., & Merkel, B. (2001). Mineralogical-Chemical composition and environmental risk potential of pond sediments at the geothermal field of Los Azufres, Mexico. *Springer*.
- Birkle, P., & Merkel, B. (2002). Mineralogical–chemical composition and environmental risk potential of pond sediments at the geothermal field of Los Azufres, Mexico. *Environmental Geology*, 583-592.
- Birkle, P., Sracek, O., & Bundschuh, J. (2010). Mechanisms of arsenic enrichment in geothermal and petroleum reservoirs fluids in Mexico. *Water Research* 44, 5605-5617.
- Brus, D. J., De Gruijter, J. J., Marsman, B. A., Visschers, R., Bregt, A. K., Breeuwsma, A., & Bouma, J. (1996). The performance of spatial interpolation methods and choropleth maps to estimate properties at points: A soil survey case study. *Environmetrics*.

- Burguera, M., Burguera, J., Brunetto, M., de la Guardia, M., & Salvador, A. (1992). Flow-injection atom spectrometric determination of inorganic arsenic (III) and arsenic (V) species by use of an aluminium-column arsine generator and cold-trapping arsine collection. *Analytica Chimica Acta*, 105-113.
- Cebrián, M. E., Albores, A., Aguilar, M., & Blakely, E. (1983). Chronic Arsenic Poisoning in the North of Mexico. *Human Toxicology*, 121-133.
- Cebrián, M. E., García Vargas, A., & Del Razo, L. (1994). Chronic arsenic poisoning in humans: The case of Mexico. *Arsenic in the environment Part II*, 93-107.
- Chandrasekharam, D., & Bundschuh, J. (2008). *Low enthalpy geothermal resources for power generation*. The Netherlands: Francis & Taylor.
- Childs, C. (2004). Interpolating Surfaces in ArcGIS Spatial Analyst. *Education Services*.
- Chioma, O., & Uchenna, A. P. (2017). Accumulation and risk assessment of heavy metal contents in school playgrounds in Port Harcourt Metropolis, Rivers State, Nigeria. *Division of Chemical Health and Safety of the American Chemical Society*, 1-11.
- COREMI. (2004). *Anuario Estadístico de la Minería Mexicana*. Pachuca: Consejo de Recursos Minerales.
- Del Águila, P., Lugo, J., & Vaca, R. (2005). Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma. *Ciencia Ergo Sum*, 155-161.
- Delgado, C., Israde Alcántara, I., Bautista, F., Gogichaishvili, A., Márquez, C., Cejudo, R., . . . González, I. (2018). Distribución espacial de Fe, Li, Pb, Mn, V, y Zn en suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 427-440.
- Duffus, J., Nordberg, M., & Templeton, D. (2007). Glossary of terms used in toxicology, 2nd edition. *Internationa Union of Pure and Applied Chemistry* 79, 1153-1344.
- Duruibe, J., Ogwuegbu, M., & Ekwurugwu, J. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*.
- EPA, U. (2000). *Risk-Based Concentration Table*. Philadelphia PA: United States Environmental Protection Agency.
- Farnfield, H. R., Marcilla, A. L., & Ward, N. I. (2012). Arsenic speciation and trace element analysis of the volcanic río Agrio and the geothermal waters of Copahue, Argentina. *Science of The Total Environment*, 371-378.
- Fernández Macías, J. C., Ochoa Martínez, Á. C., Orta García, S. T., Varela Silva, J. A., & Pérez Maldonado, I. N. (2020). Probabilistic human health risk assessment associated with fluoride and arsenic co-occurrence in drinking water from the metropolitan area of San Luis Potosí, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*.

- Fernández-Macías, J., González-Mille, D., García-Arreola, M., Cruz-Santiago, O., Rivero-Pérez, N., Pérez-Vázquez, F., & Ilizaliturri-Hernández, C. (2020). Integrated probabilistic risk assessment in sites contaminated with arsenic and lead by long-term mining liabilities in San Luis Potosí, México. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 197.
- Ferreccio, C., González, C., Milosavjlevic, V., Marshall, G., Sancha, A., & Smith, A. (2000). Lung Cancer and Arsenic Concentrations in Drinking Water in Chile. *Epidemiology*, 673-679.
- Ferreccio, C., González, C., Solari, J., & Noder, C. (1996). Bronchopulmonary cancer in workers exposed to arsenic: a case control study. *Reviews in Medicine (in Chill)* 124, 119-123.
- Flores, J., Vaca, M., López, R., & Barceló, M. (1998). Caracterización de Metales Tóxicos en Polvos de la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 93-100.
- Flores, J., Vaca, M., López, R., González, A., & Barceló, M. (2001). Plomo, Cadmio y Zinc en Polvos Sedimentados a Diferentes Alturas en la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Vol. 14.
- Fuente Fernández, S. (2011). Análisis Factorial. *Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales*.
- Galán Huertos, E., & Romero Baena, A. (2008). *Contaminación de suelos por metales pesados*. Obtenido de [http://www.ehu.es/sem/macla\\_pdf/macla10/Macla10\\_48.pdf](http://www.ehu.es/sem/macla_pdf/macla10/Macla10_48.pdf)
- Galán Huertos, E., & Romero Baena, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla*, 48-60.
- García Rico, L., Meza Figueroa, D., Gandolfi, A., Ibañez del Rivero, C., Martínez Cinco, M., & Meza Montenegro, M. (2018). Health Risk Assessment and Urinary Excretion of Children Exposed to Arsenic through Drinking Water and Soils in Sonora, Mexico. *Biological Trace Element Research*, 9-21.
- García Rico, L., Meza Figueroa, D., Jay Gandolfi, A., Del Río Salas, R., Romero, F., & Meza Montenegro, M. M. (2015). Dust–Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments. *Arch Environ Contam Toxicol*.
- Guo, G., Wu, F., Xie, F., & Zhang, R. (2011). *Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China*.
- Hernández, L., Espinosa, J., Tolentino, L., Stern, D., & Barquera, S. (2012). *Consumo de agua en la población infantil y adolescente*. Instituto Nacional de Salud Pública.
- Hindmarsh, J., McLetchie, O., Heffernan, L., Hayne, O., Ellenberger, H., McCurdy, R., & Thieboux, H. (1977). Electromyographic abnormalities in chronic environmental arsenicalism. *Clinical Chemistry and and Chemical Toxicology of Metals* 1, 287-293.
- Hiriart Le Bert, G. (2011). *Evaluación de la Energía Geotérmica en México*. Ciudad de México: Informe para el Banco Interamericano de Desarrollo y la Comisión Reguladora de Energía.

- Hossain, M. F. (2006). Arsenic contamination in Bangladesh - An overview. *Agriculture, Exosystems & Environment*, 1-16.
- Hughes, M., Beck, B., Chen, Y., Lewis, A., & Thomas, D. (2011). Arsenic Exposure and Toxicology: A Historical Perspective. *Toxicological Sciences*, 305-332.
- Ibarra Castillo, D., Ruiz Corral, J. A., González Eguiarte, D. R., Flores Garnica, J. G., & Díaz Padilla, G. (2009). Distribución espacial del pH de los suelos agrícolas de Zapopan, Jalisco, México. *Agricultura Técnica en México*.
- INEGI. (2000). *Centro Estatal de Desarrollo Municipal*. Obtenido de Enciclopedia de los Municipios de Michoacán: <http://www.michoacan.gob.mx/municipios/111zinapecuaro.htm>
- INEGI. (2010). *Censo de Población y Vivienda*.
- INEGI. (2015). *Encuesta Intercensal*.
- Jin, Y., O'Connor, D., Sik, Y., Tsang, D., Liu, A., & Hou, D. (2019). Assessment of sources of heavy metals in soil and dust at children's playground in Beijing using GIS and multivariate statistical analysis. *Environmental International*, 320-328.
- Kelly, J., Thornton, I., & Simpson, P. R. (1996). Urban geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Appl Geochem*, 363-370.
- Kumar, B., & Suzuki, K. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 201-235.
- Lenntech. (2004). *Water Treatment and Air Purification*. Obtenido de [www.excelwater.com/thp/filters/Water-Purification.htm](http://www.excelwater.com/thp/filters/Water-Purification.htm)
- Li, F., Qiu, Z., Zhang, J., Liu, C., Cai, Y., & Xiao, M. (2017). Spatial Distribution and Fuzzy Health Risk Assessment of Trace Elements in Surface Water from Honghu Lake. *Environmental Research and Public Health*.
- Li, R., Liu, W.-w., Jang, C.-S., Yao, L., Zhao, E., & Kuo, Y.-M. (2018). Potential health risk assessment through ingestion and dermal contact arsenic-contaminated groundwater in Jiangham Plain, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 1585-1599.
- Maldonado Escalante, J., Meza Figueroa, D., Dévora Figueroa, A., García Rico, L., Burgess, J., Lantz, C., . . . Meza Montenegro, M. M. (2018). An integrated health risk assessment of indigenous children exposed to arsenic in Sonora, Mexico. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*.
- Maleki, A., Amini, H., Nazmara, S., & Mahvi, A. H. (14 de Noviembre de 2014). *Spatial distribution of heavy metals in soil, water, and vegetables of farms in Sanandaj, Kurdistan, Iran*. Obtenido de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4245762/>
- Martínez, B., Gil Novoa, O., & Barón, A. (2006). Espectrometría de fluorescencia de rayos X. *Revista Colombiana de Física*, 790-793.

- Martínez, M. A., Caballero, P., Carrillo, O., Mendoza, A., & Mejía, G. M. (2012). Chemical characterization and factor analysis of PM<sub>2.5</sub> in two sites of Monterrey, México. *Journal of the Air & Waste Management Association*.
- Medrano, J., Boix, R., Pastor Barriuso, R., Palau, M., Damián, J., Ramis, R., . . . Navas Acién, A. (2010). Arsenic in public water supplies and cardiovascular mortality in Spain. *Environmental Research*, 448-454.
- Mooney, C. Z. (1997). *Monte Carlo Simulation; Quantitative Applications in the Social Sciences*. SAGE Publications.
- Morand, E., Giménez, M., Benitez, M., & Garro, O. (2002). Determinación de arsénico en agua por espectrometría de absorción atómica con generación de hidruro (HG-AAS).
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. (Septiembre de 2010). *Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review*. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-010-0297-8>
- National Research Council. (1993). *Protecting Visibility in National Parks and Wilderness Areas*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Ng, J., Johnson, D., Imray, P., Chriswell, B., & Moore, M. (1998). Speciation of arsenic metabolites in the urine of occupational workers and experimental rats using an optimised hydride cold-trapping method. *Analyst* 123, 929-33.
- Ng, J., Wang, J., & Shraim, A. (2003). A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere* 52, 1353-1359.
- OMS. (15 de Febrero de 2018). *Arsénico*. Obtenido de Organización Mundial de la Salud: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- Orosun, M. M. (2021). Assessment of arsenic and its associated health risks due to mining activities in parts of North-central Nigeria: Probabilistic approach using Monte Carlo. *Journal of Hazardous Materials*.
- Pacheco Ibarra, J. (Enero de 2019). *Evaluación de tecnologías para la maximización de extracción de energía de yacimientos geotérmicos de mediana y baja entalpía*. Obtenido de CEMIEGEO: <http://www.cemiegeo.org/index.php/proyectos/desarrollos-tecnologicos-para-explotacion/p31/9-linea-de-investigacion/proyecto/36-p31>
- Pan, H., Lu, X., & Lei, K. (2017). A comprehensive analysis of heavy metals in urban road dust of Xi'an, China: Contamination, source apportionment and spatial distribution. *Science of the Total Environment*.
- Pardo, M., & Suárez, G. (1995). Shape of the subducted Rivera and Cocos plates in southern Mexico: Seismic and tectonic implications. *Journal of Geophysical Research*, 12,357-12,373.

- Patel, K. S., Shrivastava, K., Brandt, R., Jakubowski, N., Corns, W., & Hoffmann, P. (2005). Arsenic contamination in water, soil, sediment and rice of central India. *Environmental Geochemistry and Health*, 131-145.
- Peng, C., Cai, Y., Wang, T., Chen, W., & Xiao, R. (2016). Regional probabilistic risk assessment of heavy metals in different environmental media and land uses: An urbanization-affected drinking water supply area. *Scientific Reports*, .
- Prieto Barajas, C., Alfaro Cuevas, R., Valencia Cantero, E., & Santoyo, G. (2017). Effect of seasonality and physicochemical parameters on bacterial communities in two hot spring microbial mats from Araró, Mexico. *Revisa Mexicana de Biodiversidad*, 616-624.
- Prohaska, T., & Stingender, G. (2005). Speciation of arsenic. En R. Cornelis, & J. Caruso, *Handbook of elemental speciation II*. Chichester, Reino Unido: John Wiley and Sons Ltd.
- Q. Hung, D., Nekrassova, O., & G. Compton, R. (2004). Analytical methods for inorganic arsenic in water: a review. *Talanta*, 269-277.
- Rahman, M., & Axelson, O. (1995). Diabetes mellitus and arsenic exposure: a second look at case-control data from a Swedish copper smelter. *Occupational Environmental Medicine* 52, 773-774.
- Roca Fernández, A. (Consultado en: 2019). *Contaminación de suelos por metales pesados*. Obtenido de [http://www.infoagro.com/abonos/contaminacion\\_suelos\\_metales\\_pesados.htm](http://www.infoagro.com/abonos/contaminacion_suelos_metales_pesados.htm)
- Rodríguez Cantú, L. N., Martínez Cinco, M. A., Balderas Cortés, J. J., Mondaca Fernández, I., Navarro Farfán, M., & Meza Montenegro, M. M. (2022). Arsenic-contaminated drinking water and associated health risks in children from communities located in a geothermal site of Michoacán, México: Monte Carlo probabilistic method. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 408-432.
- Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., . . . Farago, M. (2003). Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa (Second Region, Chile). *Applied Geochemistry*, 1399-1416.
- Rui Qing, H., Shu Fang, G., Wei Ling, W., Staunton, S., & Guo, W. (2006). Soil arsenic availability and the transfer of soil arsenic to crops in suburban areas in Fujian Province, southeast China. *Science of The Total Environment*, 531-541.
- Salazar, S., Bravo, J., & Falcon, J. (1981). Sobre la Presencia de Algunos Metales Pesados en la Atmósfera de la Ciudad de México. *Geofísica Internacional*, 41-54.
- Salvagio Manta, D., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., & Sprovieri, M. (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment*, 229-243.
- Sancha, A. M., & O'Ryan, R. (2008). Managing Hazardous Pollutants in Chile: Arsenic. *Reviews of Environmentall Contamination and Toxicology*, 123-146.

- Sánchez Núñez, J. M., Velázquez Serna, J., & Serrano Flores, M. E. (Diciembre de 2009). *Criterios ambientales y geológicos básicos para la propuesta de un relleno sanitario en Zinapécuaro, Michoacán, México*. Obtenido de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1405-33222009000300002&lang=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222009000300002&lang=es)
- Sánchez-Núñez, J. M., Velázquez Serna, J., Serrano Flores, M., Ramírez Treviño, A., Balcazar Vázquez, A., & Quintero Rodríguez, R. (2009). Criterios ambientales y geológicos básicos para la propuesta de un relleno sanitario en ZINapécuaro, Michoacán, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 305-324.
- Schuhmacher Wolz, U., Dieter, H., Klein, D., & Schneider, K. (2009). Oral exposure to inorganic arsenic: evaluation of its carcinogenic and non-carcinogenic effects. *Critical Reviews in Toxicology*, 271-298.
- Sheikhi, S., Faraji, Z., & Aslani, H. (2021). Arsenic health risk assessment and the evaluation of groundwater quality using GWQI and multivariate statistical analysis in rural areas, Hashtroud, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 3617-3631.
- Singh, N., & Ma, L. Q. (2006). Arsenic speciation, and arsenic and phosphate distribution in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and non-hyperaccumulator *Pteris ensiformis*. *Environmental Pollution*, 238-246.
- Smedley, P., & Kinniburgh, D. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17, 517-568.
- Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 2782-2788.
- Tseng, W. (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspectives* 19, 109-119.
- USEPA. (1989). Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A). *Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency. EPA-540/1-89/002*.
- USEPA. (1995). *Method 3015 (SW-846). Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Sample and Extracts*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- USEPA. (2001a). *Drinking Water Standard for Arsenic*. United States Environmental Protection.
- USEPA. (2001b). Risk assessment guidance for superfund. In: Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment. Vol. III. *Washington (DC): Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Agency, p. 20460*.
- USEPA. (2004). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. United States Environmental Protection Agency.

- USEPA. (2005). Guidelines for carcinogen risk assessment. EPA/630/P-03/001F. *Washington (DC): Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency.*
- USEPA. (2007). *The Risk Assessment Information System.* United States.
- Vázquez, M., Cortés, R., & Alfaro, R. (2015). Arsenic occurrence and water quality in recreational thermal springs at Araro, Mexico. *International Journal of Science and Technology.*
- Webster, J., & Nordstrom, D. (2003). *Geothermal arsenic. In: Arsenic in ground water: geochemistry and occurrence.* New York: Springer.
- WHO (World Health Organization). (2008). *Guidelines for Drinking Water Quality: Incorporating First and Second Addenda to Third Edition. Vol. 1 - Recommendations.* Geneva, Switzerland: WHO Press.
- Yoshizuka, K., Nishihama, S., & Sato, H. (2010). Analytical survey of arsenic in geothermal waters from sites in Kyushu, Japan, and a method for removing arsenic using magnetite. *Environmental Geochemistry and Health, 297-302.*
- Zeng, X., Liu, Y., You, S., Zeng, G., Tan, X., Hu, X., . . . Li, F. (2015). Spatial distribution, health risk assessment and statistical source identification of the trace elements in surface water from the Xiangjiang River, China. *Environmental Science and Pollution Research, 9400-9412.*

## ANEXOS

Tabla A.1. Coordenadas UTM de los puntos de muestreo para suelos.

<b>Punto de muestreo</b>	<b>UTM Este</b>	<b>UTM Norte</b>	<b>Zona UTM</b>
<b>1</b>	309331.12	2202915.02	14Q
<b>2</b>	309281.2	2202791.33	14Q
<b>3</b>	309137.64	2203014.32	14Q
<b>4</b>	309106.15	2202872.61	14Q
<b>5</b>	309212.59	2202924.6	14Q
<b>6</b>	309043.56	2202739.44	14Q
<b>7</b>	309208.26	2202690.05	14Q
<b>8</b>	309152.94	2202764.71	14Q
<b>9</b>	309446.03	2202695.44	14Q
<b>10</b>	309406.52	2202625.12	14Q
<b>11</b>	308963.9	2202578.33	14Q
<b>12</b>	309165.3	2202513.03	14Q
<b>13</b>	309077.56	2202630.9	14Q
<b>14</b>	309333.82	2202467.59	14Q
<b>15</b>	309283.92	2202559.47	14Q
<b>16</b>	308875.14	2202359.96	14Q
<b>17</b>	309109.59	2202310.7	14Q
<b>18</b>	309034.48	2202434.18	14Q
<b>19</b>	309209.37	2202279.72	14Q
<b>20</b>	309220	2202401.17	14Q
<b>21</b>	308655.65	2202428.11	14Q
<b>22</b>	308744.81	2202653.56	14Q
<b>23</b>	308830.34	2202632.37	14Q
<b>24</b>	308743.73	2202390.62	14Q
<b>25</b>	308869.55	2202492.22	14Q
<b>26</b>	308564.06	2202749.63	14Q
<b>27</b>	308611.1	2202876.99	14Q
<b>28</b>	308806.24	2202823.61	14Q
<b>29</b>	308889.16	2202793.15	14Q
<b>30</b>	308933.02	2202685.61	14Q
<b>31</b>	308673.9	2203066.41	14Q
<b>32</b>	308871.25	2202995.4	14Q
<b>33</b>	308949.5	2202968.75	14Q
<b>34</b>	308689.92	2202767.64	14Q
<b>35</b>	308738.91	2202911.03	14Q
<b>36</b>	308979.22	2202841.66	14Q
<b>37</b>	309318.88	2202693.16	14Q
<b>38</b>	308826.16	2202729.51	14Q
<b>39</b>	308755.18	2202538.08	14Q
<b>40</b>	308880.27	2202890.68	14Q

Tabla A.2. Base de datos de concentraciones (ppm) obtenidas de los muestreos.

Muestra	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Co	Fe	Mn	Cr	V
1	44.8366667	6.73666667	0	381.9	941.473333	185.303333	33080.7967	594.143333	94.1633333	112.2633333
2	0	42.5333333	0	119.273333	159.793333	168.276667	33843.63	727.936667	79.2466667	102.5766667
3	0	9.37	0	248.486667	491.703333	163	32822.5067	678.943333	79.3666667	109.6666667
4	0	11.3566667	0	214.373333	404.143333	184.375	34948.6933	668.923333	87.7766667	105.5533333
7	61.2933333	9.96333333	0	219.2	97.4166667	227.343333	42481.1233	619.606667	66.91	111.6566667
8	91.5233333	14.75	0	147.11	136.283333	184.49	38549.9667	827.793333	89.2733333	101.8533333
9	69.8333333	15.07	0	326.366667	373.536667	190.806667	34549.44	549.1	63.2566667	109.1266667
10	82.22	5.94	0	190.546667	137.846667	187.97	39399.4033	590.293333	64.3466667	108.8666667
12	49.4133333	10.8966667	0	100.443333	166.253333	109.39	19490.5933	267.43	67.9533333	86.58666667
14	44.8233333	12.98	0	236.97	351.726667	186.293333	38439.23	797.72	84.5133333	130.6166667
15	161.683333	24.7666667	7.95	1021.67333	603.743333	149.91	31270.4367	507.643333	76.8433333	88.65666667
16	38.0133333	12.33	0	155.893333	105.103333	158.655	30663.3933	695.133333	73.48	98.95
17	59.8566667	19.48	6.215	189.16	237.296667	126.31	25486.09	405.493333	66.7733333	84.24
18	42.8333333	19.26	5.785	153.796667	155.72	154.98	33540.82	497.273333	83.98	103.4166667
19	140.503333	24.5833333	0	261.853333	405.816667	134.6	23668.1067	326.676667	67.5266667	64.15333333
20	84.5766667	14.15	0	199.82	310.063333	0	20770.37	256.173333	58.29	55.17333333
21	36.86	6.68333333	0	138.173333	308.31	127.93	23117.6033	283.036667	67.3133333	78.11666667
22	41.7033333	21.5666667	0	178.43	312.806667	201.086667	33839.08	699.82	76.6166667	92.61666667
23	119.086667	28.2466667	7.52	562.246667	512.616667	168.17	34387.3167	587.423333	80.5033333	87.82333333
24	0	18.3866667	0	184.93	195.553333	110.08	21748.7133	359.96	33.0033333	80.99666667
25	43.4533333	18.5633333	0	352.886667	853.09	120.13	23554.0367	411.633333	50.6466667	77.89333333
27	0	9.27666667	0	137.1	65.1833333	180.513333	33976.2467	634.606667	64.34	115.5033333
28	68.64	8.59333333	0	331.773333	300.546667	116.576667	21732.34	399.186667	65.28	65.29666667
30	0	9.87	0	158.356667	218.09	160.866667	29681.2167	616.34	74.95	91.39666667
32	54.54	11.8633333	0	457.49	1101.36333	140.793333	29130.2733	635.083333	71.4	96.59333333
33	49.3566667	14.1766667	0	275.123333	389.37	130.79	24805.2633	488.393333	62.1233333	87.84
34	41.4066667	16.1	0	155.5	79.8766667	144.916667	29852.65	563.556667	76.3	102.4366667
35	0	17.1433333	0	117.263333	69.3866667	176.13	31226.93	726.98	55.1833333	99.60333333
37	43.1833333	15.3166667	0	276.426667	76.6733333	199.125	43252.7633	984.783333	73.6533333	114.9566667
38	0	10.2766667	0	166.17	212.663333	203.486667	40682.1567	661.65	79.5466667	131.3233333
39	0	37.9966667	0	151.6	164.66	203.66	38994.11	1188.53333	95.77	127.7633333
40	0	10.24	0	158.453333	206.383333	173.595	31505.2767	739.04	83.8333333	107.6966667
29-32	64.69	11.2066667	0	345.073333	566.256667	119.396667	22044.7367	398.976667	53.5766667	72.20333333
36-6	0	10.6533333	0	229.833333	533.6	152.103333	32436.6567	619.186667	79.6666667	98.49666667