

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-06-04

Artículos

Potencial de riesgo a la salud por consumo de agua contaminada con cromo en Zimapán, Hidalgo, México

Potential health risk from drinking water contaminated with chromium in Zimapan, Hidalgo, Mexico

Marco Antonio Sánchez-Olivares¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0660-8028>

Juan Carlos Gaytán-Oyarzun², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3498-0441>

Maritza López-Herrera³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1801-406X>

Alejandra Sarahí Hernández-Lozada⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3554-5508>

¹Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México, marcosanchez02@uv.mx

²Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México, jcgaytan@uaeh.edu.mx

³Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México, maritzal@uaeh.edu.mx

⁴Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México, he250430@uaeh.edu.mx

Autor para correspondencia: Marco Antonio Sánchez-Olivares,
marcosanchez02@uv.mx

Resumen

El presente estudio estimó el potencial de riesgo a la salud asociado con la ingesta crónica de cromo (Cr) en agua potable de Zimapán, Hidalgo. Se llevó a cabo el monitoreo de Cr previo y posterior al sistema de potabilización. Para estimar el potencial de riesgo a la salud por consumo de agua con Cr a nivel poblacional, se calculó la ingesta crónica diaria (CDI), el cociente de peligro (HQ), el riesgo de desarrollo de cáncer individual para toda la vida (LCRi) y la incidencia de cáncer (IC) por cada sector poblacional. Se detectó la presencia de Cr tanto en el monitoreo previo y posterior al sistema de potabilización, con una concentración de 0.1 mg/l. Los valores de HQ para los grupos poblacionales de niños, adolescentes y adultos mayores son mayores a 1, esto indica que 17 488 individuos ubicados en estos grupos poblacionales son susceptibles a desarrollar afectaciones a la salud no relacionadas con el cáncer. Asimismo, el LCRi asociado con la exposición a concentraciones de Cr reportadas estimó la probabilidad de desarrollo de cáncer individual en grupos susceptibles como niños, adolescentes y adultos mayores por la ingesta continua y prolongada de agua proveniente del sistema de potabilización.

Palabras clave: agua subterránea, cromo, riesgo cancerígeno, salud humana.

Abstract

The present study estimated the health risk potential associated with chronic chromium (Cr) intake in drinking water of Zimapan, Hidalgo. Cr monitoring was carried out before and after the drinking water treatment system. To estimate the potential for health risk from water consumption with Cr at the population level, the Chronic Daily Intake (CDI), the Hazard Quotient (HQ), the Lifetime Cancer Risk (LCRi) and the Cancer Incidence (IC) were calculated for each population sector. Cr was detected at both pre- and post-treatment monitoring, with a concentration of 0.1 mg/L. HQ values for children, adolescents and older adults are greater than 1, indicating that 17 488 individuals in these population groups are susceptible to developing non-cancer related health conditions. The LCRi associated with exposure to reported Cr concentrations estimated the likelihood of individual cancer development in susceptible groups such as children, adolescents and older adults, by the continuous and prolonged intake of water from drinking water system.

Keywords: Groundwater, chromium, carcinogenic risk, human health.

Recibido: 15/07/2024

Aceptado: 15/10/2024

Publicado *ahead of print*: 20/11/2024

Versión final: 01/11/2025

Introducción

El cromo (Cr) es un elemento considerado como peligroso y se encuentra entre los ocho metales pesados contaminantes más comunes identificados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2010). Este elemento se clasifica como un carcinógeno del grupo 1 por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, 1990; Sedman *et al.*, 2007). Se puede encontrar en los estados de oxidación [Cr (-II)] a [Cr (+VI)] (Valko, Morris, & Cronin, 2005; Lushchak, Kubrak, Nykorak, Storey, & Lushchak, 2008; USEPA, 2010); en su estado trivalente [Cr (III)] no se considera un contaminante ambiental, mientras que el cromo hexavalente [Cr (VI)] se considera como de riesgo potencial debido a la facilidad de absorción por las células (WHO, 2003; Shaw, Mondal, Bandyopadhyay, & Chattopadhyay, 2019). El cromo es frecuentemente utilizado como tóxico de referencia (OECD, 2004). Estudios epidemiológicos han vinculado la exposición a altos niveles de cromo con una mayor incidencia de cáncer y alteraciones en tejidos y órganos (Begum, Rao, & Srikanth, 2006; Mishra & Mohanty, 2008), efectos en el desarrollo (ATSDR, 2012) y alteraciones en el metabolismo (Oner, Atli, & Canli, 2008).

El Cr está en el ambiente de manera natural en forma mineral y por actividades antrópicas; su presencia en el agua subterránea se atribuye a la erosión del suelo y rocas, o por fuentes de contaminación (Velma, Vutukuru, & Tchounwou, 2009; McNeill, McLean, Parks, & Edwards, 2012). Las aguas subterráneas conforman la principal fuente de abastecimiento de agua en el mundo (Sharma, Petrusevski, & Amy, 2008; SCDB, 2010). En diversos estudios, se ha reportado la presencia de Cr a concentraciones elevadas en fuentes de abastecimiento de origen

subterráneo, como en la ciudad de León en México (Armienta-Hernández & Rodríguez-Castillo, 1995); California, Washington, Indiana, Carolina del Sur, Carolina del Norte y Nueva Jersey en EUA (USEPA, 2000; USGS, 2004); Ludhiyana, Kanpur y Lucknow en India (Bellander & Peterson, 2002), y Wuhan en China (Li, 2004). Asimismo, se ha evaluado el riesgo potencial a la salud por exposición al Cr total en el agua potable alrededor del mundo (ATSDR, 2012; IPCS, 2013; Haney, 2015; TCEQ, 2015; Thompson *et al.*, 2018). La toxicidad del Cr depende de la especiación química y la ruta de exposición (Mishra & Mohanty, 2008; Sharma *et al.*, 2008). Debido a su toxicidad, la Organización Mundial de la Salud (OMS), recomienda límites permisibles de 0.05 mg/l de Cr presente en el agua destinada para uso y consumo humano (WHO, 2011). La USEPA recomienda un nivel máximo de contaminante para Cr total de 0.1 mg/l (USEPA, 2000). Por su parte, la norma NOM-127 establece un límite máximo permitido de 0.05 mg/l de Cr total presente en el agua para uso y consumo humano (DOF, 2022). Estos valores están basados en datos de toxicidad intestinal procedentes de bioensayos en animales (Ahmed & Mokhtar, 2020). La exposición crónica a concentraciones elevadas de Cr (VI) en el agua potable puede aumentar el riesgo de varios problemas de salud, como cáncer gastrointestinal, daño hepático y renal en casos de exposición prolongada (ATSDR, 2012). Además, algunos de los efectos reportados por agencias internacionales incluyen daños como hiperplasia nodular linfoide, considerado un precursor no canceroso de la formación tumoral (NTP, 2008). En este contexto, la evaluación de riesgos potenciales a la salud por exposición a contaminantes ambientales adquiere relevancia para llevar a cabo acciones de regulación y formulación de normativas. Con base en las consideraciones anteriores, este trabajo tiene como objetivo estimar el potencial de riesgo a la salud

de la población expuesta por la presencia de concentraciones de Cr en el agua potable de Zimapán, Hidalgo, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de Zimapán se localiza entre los paralelos 20° 39' y 20° 58' de latitud norte y los meridianos 99° 11' y 99° 33' de longitud oeste, en la región occidente del estado de Hidalgo, México (Figura 1). De acuerdo con el Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización en Operación (Conagua, 2015), en el municipio de Zimapán hay tres plantas de potabilización ubicadas en la localidad de Benito Juárez (Detzani), El Muhí y Zimapán-Tanque Central. Este estudio se llevó a cabo en la planta potabilizadora ubicada en el pozo El Muhí "Dra. María Aurora Armienta Hernández". Se realizó el monitoreo de entrada y salida del proceso de remoción y la variabilidad mensual de marzo de 2019 a febrero de 2020.

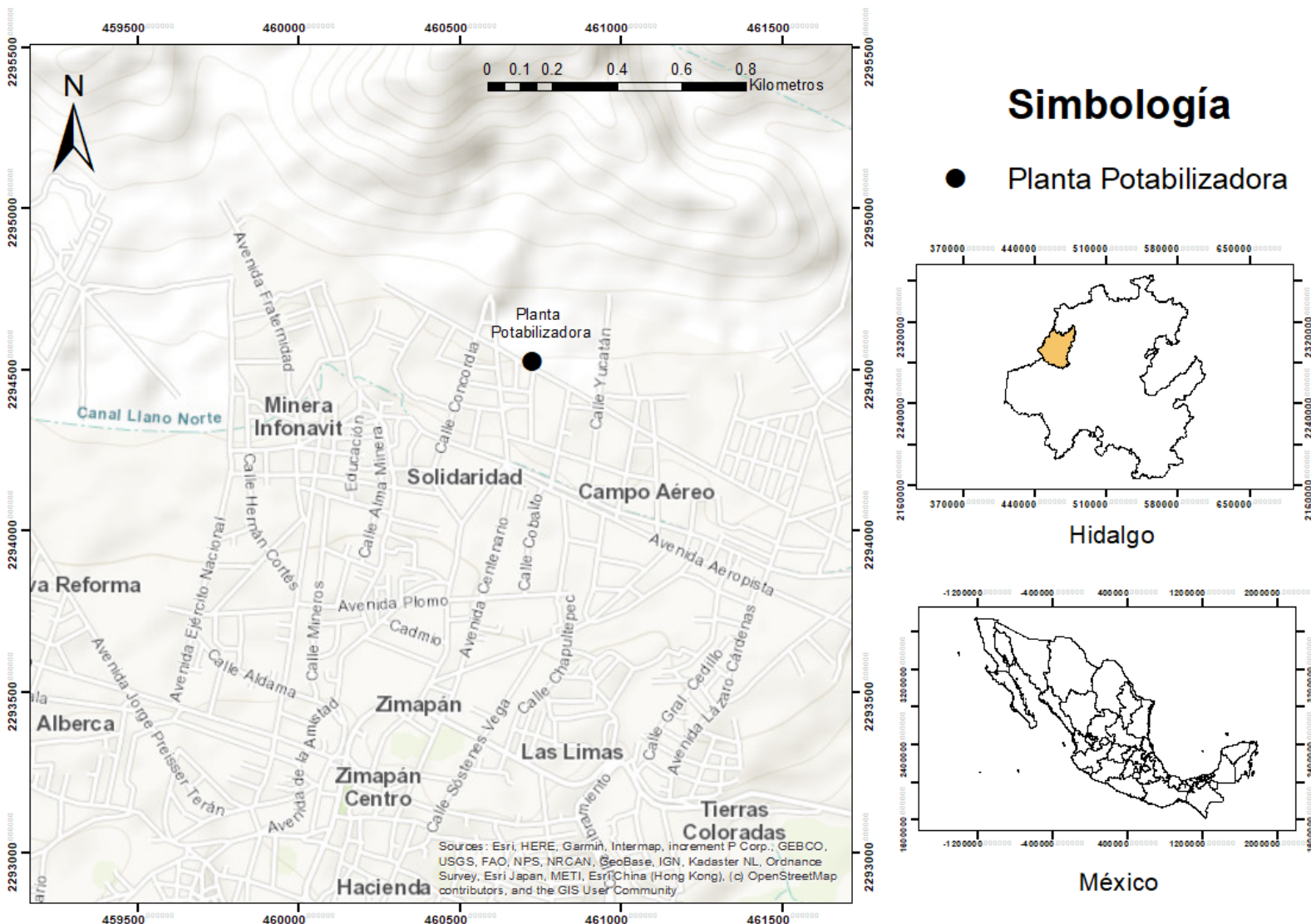


Figura 1. Localización del área de estudio.

Preparación y análisis de las muestras

Las muestras de agua se recolectaron de acuerdo con los lineamientos establecidos en la NOM-014-SSA1-1993 (DOF, 1993), que establece los procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados, para

su posterior análisis en el Laboratorio de Pruebas Analíticas del Centro de Investigaciones Químicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Se tomaron tres alícuotas de 45 ml de muestra tanto en el monitoreo previo como posterior al sistema de potabilización; se adicionaron 5 ml de HNO_3 bidestilado, y fueron digeridos en un horno de microondas marca Questron, modelo Q Wave 1000 de acuerdo con el método de digestión ácida asistida por microondas en muestras acuosas (USEPA, 2007b). Las muestras de agua digeridas y enfriadas se aforaron a un volumen adecuado y el análisis elemental se hizo en un espectrofotómetro de absorción atómica Varian, modelo Spectr AA 880, con límite de detección de 0.01 mg/l para cromo total. Las curvas de calibración para el elemento se realizaron a partir de soluciones estándar de multielementos y/o unielemento de alta pureza IPC Analytix Mixtrure 5 High Purity Std.

Información poblacional

Se utilizaron las cifras del Censo de Población y Vivienda 2020 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020). Con estos datos poblacionales se calculó que la población total de Zimapán es de 39 927 habitantes y se dividió en cuatro grupos poblacionales: niños (0-12 años), adolescentes (13-18 años), adultos (19-64 años) y adultos mayores (≥ 65 años).

Estimación de ingesta crónica diaria, cociente de peligro, riesgo de desarrollo de cáncer e incidencia de cáncer

La concentración de ingesta diaria (CDI) se estimó con base en la concentración de cromo en el agua de consumo y las tasas de ingesta diaria de agua potable por cada grupo poblacional (USEPA, 2011), a través de la siguiente fórmula:

$$CDI = \frac{(C)(TI)(DE)}{(BW)(TP)} \quad (1)$$

Donde:

CDI = es la concentración de ingesta diaria (mg/kg/d)

C = es la concentración de cromo en el agua (mg/l)

TI = es la tasa de ingesta diaria de consumo de agua potable (l/d)

DE = es la duración de la exposición en años

BW = es el peso corporal (kg)

TP = es el tiempo promedio de exposición

En donde la *TI* (tasa de ingesta crónica diaria de agua) para cada grupo poblacional y la dosis de exposición se asumieron de manera conservadora para cada grupo de la siguiente manera: a) niños (0-12 años), 1 litro/niño con peso promedio de 14 kg; b) adolescentes (13-18 años), 1.5 litros/adolescente con peso promedio de 40 kg; c) adultos (19-64 años), 2 litros/adulto con peso promedio de 70 kg, y d) adultos

mayores (> 65 años), 2 litros/adulto con peso promedio de 65 kg (INSP, 2021; USEPA, 2001).

El cociente de peligro (HQ) se calculó a partir de los datos de CDI y la dosis de referencia del cromo (USEPA, 2007a). Los valores de $HQ \geq 1$ indican efectos adversos no cancerígenos para la salud por la ingesta continua y prolongada de agua. Los datos de la dosis de referencia para el cromo se obtuvieron de la base de datos IRIS (EPA, 2005; USEPA, 2011):

$$HQ = \frac{CDI(\text{mg/kg/d})}{RfD(\text{mg/kg/d})} \quad (2)$$

Donde:

RfD = es la dosis de referencia para Cr vía oral (0.003 mg/kg/día) (USEPA, 2010)

El riesgo de desarrollo de cáncer individual durante el tiempo de vida (LCRi) asociado con la ingestión se calculó a partir de los datos de la CDI y el factor pendiente de cáncer (CSF) reportado (USEPA, 2001):

$$LCRi = [CDI (\text{mg/kg/d})] \times [CSF (\text{mg/kg/d})] \quad (3)$$

Donde:

$LCRi$ = riesgo de desarrollo de cáncer individual para toda la vida

CDI = es la concentración de ingesta diaria (mg/kg/d)

CSF = es el factor de pendiente de cáncer para Cr vía oral (0.05 mg/kg/día) (USEPA, 2010)

El rango límite del riesgo de desarrollar cáncer (LCRi) para un individuo es de 10^{-4} a 10^{-6} . La mayoría de las poblaciones altamente expuestas no deben exceder de 10^{-5} niveles de riesgo; sin embargo, si el valor de riesgo de cáncer es mayor de 10^{-5} , entonces hay que tomar medidas para proteger a la población (USEPA, 2001). Del mismo modo, cualquier valor de ($HQ \geq 1$) se debe tomar en consideración para evitar el riesgo no cancerígeno en seres humanos.

La IC (incidencia de cáncer) se estimó multiplicando el riesgo de desarrollo de cáncer de cada grupo poblacional por el número total de individuos por grupo poblacional. El valor obtenido representa un escenario hipotético que se interpreta como el número de casos de cáncer que aparecerían en una población (CEPIS & OPS, 2005):

$$IC = [LCRi \text{ (mg/kg/d) }] \times PT \quad (4)$$

Donde:

$LCRi$ = riesgo de desarrollo de cáncer individual para toda la vida

PT = población total por grupo poblacional

Análisis estadístico

Una vez obtenidos los datos de concentración de cromo total en el agua potable de Zimapán, se realizó un análisis de Kruskal-Wallis para identificar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los meses de muestreo y entre los sitios de muestreo (IBM, 2017).

Resultados

Se realizaron muestreos mensuales en el agua tanto en el monitoreo previo como posterior al sistema de potabilización. En los 12 meses de muestreo solo se detectó la presencia de cromo total en el agua proveniente del pozo en los meses de marzo, abril, mayo, junio, julio y febrero, con una concentración de 0.1 mg/l; en el agua de suministro se detectó la presencia de cromo total en los meses de abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre y febrero, con una concentración de 0.1 mg/l (Tabla 1); ello demostró la exposición a este elemento por su presencia en el agua de pozo debido a que el cromo total se retiene dentro de la planta de tratamiento, y se manifiesta en el agua de suministro los meses de agosto a noviembre, lo que implica que este elemento estuvo presente en 10 de los 12 meses muestreados. Los valores reportados en ambos sitios están por encima del límite máximo permitido establecido por la NOM-127-SSA1-2021 de 0.05 mg/l para cromo total. En el análisis de Kruskal-Wallis se determinó que existen diferencias significativas en la concentración de cromo total respecto a los meses de muestreo, donde $H(11, N = 72) = 45.02497$ $p < 0.0001$. Entre sitios de muestreo no se presentaron diferencias significativas.

Tabla 1. Concentración de cromo total en los meses de muestreo analizados (marzo 2019-febrero 2020) expresados en mg/l.

Mes	Concentración mg/l $\pm$ S	
	Pozo	Suministro
Marzo	0.1 $\pm$ 0.01	ND
Abril	0.1 $\pm$ 0.01	0.1 $\pm$ 0.01
Mayo	0.1 $\pm$ 0.01	0.1 $\pm$ 0.01
Junio	0.1 $\pm$ 0.01	0.1 $\pm$ 0.01
Julio	0.1 $\pm$ 0.01	0.1 $\pm$ 0.01
Agosto	ND	0.1 $\pm$ 0.01
Septiembre	ND	0.1 $\pm$ 0.01
Octubre	ND	0.1 $\pm$ 0.01
Noviembre	ND	0.1 $\pm$ 0.01
Diciembre	ND	ND
Enero	ND	ND
Febrero	0.1 $\pm$ 0.01	0.1 $\pm$ 0.01

(S) desviación estándar; (NOM-127) NOM-127-SSA1-2021; (LMP) límite máximo permitido; (OMS) Organización Mundial de la Salud; (ND) no detectado, inferior al límite de detección del equipo.

La población que recibe agua de la planta potabilizadora se estimó en 39 927 habitantes de acuerdo con el Censo de Población y Vivienda (INEGI, 2020). Los valores de HQ para el cromo total (Tabla 2) son mayores a 1 para los grupos poblacionales de niños, adolescentes y adultos mayores. Esto indica que tales grupos son susceptibles a desarrollar afectaciones a la salud no relacionadas con el cáncer (WHO, 2011); se estima que 17 488 individuos se encuentran en estos grupos poblacionales susceptibles. Los riesgos de desarrollo de cáncer individual durante la vida (LCRi) por ingesta de cromo total se utilizaron para estimar la probabilidad que tiene la población de desarrollar cáncer por

exposición al cromo, de los cuales el grupo de niños, adolescentes y adultos mayores presentan la mayor probabilidad de desarrollo de cáncer individual (Tabla 2). A nivel municipal del total poblacional, se presentó una probabilidad de incidencia de cáncer en los grupos de niños y adultos con valores de 3.2074 y 3.1414, respectivamente.

Tabla 2. Estimación de ingesta crónica diaria, riesgo no cancerígeno, riesgo de desarrollo de cáncer durante el tiempo de vida en la población expuesta al cromo total en el agua e incidencia de cáncer.

Grupo poblacional	Habitantes	% poblacional	CDI (mg/kg/día)	HQ	LCRi (mg/kg/día)	IC
Niños	9 164	22.95	0.007	2.33	3.5×10^{-4}	3.2074
Adolescentes	4 330	10.84	0.0037	1.23	1.85×10^{-4}	0.8010
Adultos	22 439	56.21	0.0028	0.93	1.4×10^{-4}	3.1414
Adultos mayores	3 994	10	0.0030	1.00	1.5×10^{-4}	0.5991
Total	39 927	100				

(CDI) ingesta crónica diaria; (HQ) riesgo no cancerígeno; (LCR) riesgo de desarrollo de cáncer; (IC) incidencia de cáncer.

Discusión

Mundialmente se ha investigado sobre los principales efectos en la salud por consumo de agua contaminada con metales pesados (Mendoza-Cano *et al.*, 2015; Chebeir, Chen, & Liu, 2016; Naz, Mishra, & Gupta, 2016). Inclusive la mayor parte de la mortalidad y morbilidad está asociada con enfermedades ocasionadas por el consumo de agua contaminada con sustancias como el cromo (Nadeem, Aslam, Haque, Badar, & Mughal, 2009). Sin embargo, aunque los estudios epidemiológicos no apoyan los efectos directos del contenido de cromo total en el agua de consumo, se

ha comprobado que el consumo continuo de agua con una concentración superior a 0.025 mg/l representa un riesgo significativo en términos toxicológicos (NTP, 2008). Autores como Ahmed y Mokhtar (2020), y Nadeem *et al.* (2009) sugieren que los valores establecidos por la OMS de 0.5 mg/l son concentraciones máximas aceptadas, y la cantidad que excede el límite puede resultar en toxicidad crónica por ingesta continua.

En la determinación de cromo total en el agua potable de Zimapán, los resultados arrojaron que, para los 12 meses de muestreo, se detectó su presencia tanto en el agua del pozo como en el agua de suministro con una concentración de 0.1 mg/l, dicho valor está por encima del límite máximo permitido (LMP) establecido por la NOM-127-SSA1-2021 y la OMS, el cual es de 0.05 mg/l de cromo total. Anteriormente, Pérez-Moreno (2004) reportó para el pozo El Muhí una concentración de cromo total de 0.006 mg/l.

El cromo total se presentó en el agua proveniente del pozo en los primeros cinco meses de muestreo (marzo-julio), y de manera simultánea en el agua de suministro; asimismo, el cromo total continuó afectando la planta durante los cuatro meses posteriores. Para diciembre y enero, el agua de Zimapán estuvo libre de contaminación, cumpliendo con los estándares de calidad establecidos por la NOM-127; sin embargo, para febrero, de nueva cuenta se presentó la concentración de cromo total para ambos sitios, de tal manera que existe una contaminación simultánea entre el pozo y el agua de suministro. En reportes previos de la zona se ha detectado la presencia de arsénico, cadmio, plomo y mercurio en el agua proveniente de los pozos del municipio de Zimapán. Sin embargo, en este estudio, en los 12 meses de muestreo, no se detectó la presencia de dichos elementos, pues se encontraban por debajo del límite de detección del equipo. Una posible hipótesis para la ausencia de estos

elementos en el monitoreo anual podría explicarse por la falta de precipitaciones en la zona, que al ser escasas no permiten que los acuíferos alcancen su capacidad máxima, y por consiguiente el contacto con algunos yacimientos minerales evita su contaminación. Pérez-Moreno (2004) establece que para el pozo El Muhí existen variaciones estacionales dependientes de los periodos de lluvias y estiaje, lo cual coincide con la ausencia de otros elementos en los sitios analizados. La presencia del cromo en el agua se atribuye al contacto con yacimientos minerales; aunado a esto, las condiciones fisicoquímicas del agua del pozo permiten la solubilidad del metal y favorecen su presencia.

En el pozo El Muhí está la planta potabilizadora con una infraestructura equipada para un sistema de potabilización por el proceso de coagulación-floculación y un tren de tratamiento de 16 pasos (Conagua, 2015). La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011), menciona que el proceso tiene una efectividad por encima del 96 % de remoción en conjunto con procesos como filtración, floculación y cloración; aunque la OMS (WHO, 2011) sugiere la aplicación de estos métodos en conjunto para lograr una eficiencia en la remoción de elementos contaminantes como arsénico y flúor, se pueden presentar situaciones de emergencia, como la presencia de otros elementos contaminantes, para los que una planta potabilizadora no esté preparada. Esto se traduce como un área de oportunidad de mejora con la posibilidad de crear planes y estrategias que respondan a las problemáticas actuales de contingencia ante la presencia de otros elementos contaminantes que pongan en riesgo la salud de la población.

En el sitio de estudio, la exposición al cromo total podría ser la causa de parte de los problemas de salud relacionados con la ingesta de agua contaminada. Sin embargo, para llevar un control de los efectos

ocasionados por la exposición al agua contaminada, se requiere de mediciones precisas mediante un sistema de registro de síntomas y estudios epidemiológicos por parte del sector salud, cada uno con el objetivo de estimar la incidencia de padecimientos o afectaciones vinculadas con la ingesta de cromo total proveniente de aguas subterráneas. Con esto se podrá cuantificar el problema para asignar recursos, e implementar políticas públicas y de regulación para proteger la salud del sector expuesto.

La población vulnerable a la presencia de cromo total en el agua son los grupos conformados por niños, adolescentes y adultos mayores ($HQ > 1$), puesto que la concentración de cromo total reportada podría ocasionar afectaciones adversas a la salud en al menos estos sectores poblacionales. Estos grupos representan el 43.79% de la población municipal de acuerdo con el censo poblacional (INEGI, 2020).

La probabilidad de riesgo de desarrollo de cáncer fue mayor en niños y adultos en comparación con adolescentes y adultos mayores; ambos grupos están potencialmente en riesgo de desarrollar algún tipo de cáncer asociado con el consumo crónico de cromo total, por lo que su protección deberá ser prioritaria dentro del desarrollo de políticas en materia de salud pública que se implementen para mitigar esta problemática.

Conclusiones

El cromo total se presentó tanto en el monitoreo previo como posterior al sistema de potabilización con una concentración de 0.1 mg/l con algunas ausencias entre los meses de muestreo. Dicho valor está por encima del LMP establecido por la norma oficial mexicana y la Organización Mundial de la Salud, lo cual originó que el factor de riesgo se incrementara en la

estimación de probabilidad de riesgo, por lo que sería conveniente evaluar el impacto ocasionado a la salud por consumo crónico de cromo total.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías, y a la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Referencias

- Ahmed, M. F., & Mokhtar, M. B. (2020). Assessing cadmium and chromium concentrations in drinking water to predict health risk in Malaysia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 2966. DOI: 10.3390/ijerph17082966
- Armienta-Hernández, M., & Rodríguez-Castillo, R. (1995). Environmental exposure to chromium in the Valley of León, Mexico. *Environmental Health Perspectives*, 103(1), 47-51. DOI: 10.1289/ehp.103-1519325
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012). *Toxicological profiles for chromium*. Atlanta, USA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp7.pdf>
- Begum, G., Rao, J. V., & Srikanth, K. (2006). Oxidative stress and changes in locomotor behavior and gill morphology of *Gambusia affinis* exposed to chromium. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 88, 355-365. DOI: 10.1080/02772240600635985
- Bellander, F., & Peterson, H. (2002). *A minor field study of groundwater contamination at Ludhiana, India*. Recuperado de <http://epubl.luth.se/1402-1617/2002/002/>

CEPIS & OPS, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del ambiente & Organización Panamericana de la Salud. (2005). *Curso de autoinstrucción. Obtenido de evaluación de riesgo asociado con Contaminantes de Aire*. Recuperado de http://www.bvsde.paho.org/cursoa_riesgoaire/lecciones/leccion2d.html

Chebeir, M., Chen, G., & Liu, H. (2016). Emerging investigators series: Frontier review: Occurrence and speciation of chromium in drinking water distribution systems. *Environmental Science & Technology*, 2, 906-914. DOI: 10.1021/acs.est.7b06013

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Inventario Nacional de Plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1993). *Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados*. Recuperado de <chrome-extension://efaidnbnmnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.comapareynosa.gob.mx/resources/other/reglamentos/NOM-014-SSA1-1993.pdf>

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2022). *NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0

- EPA, Environmental Protection Agency. (2005). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Washington, DC, USA: Environmental Protection Agency. Recuperado de https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/6324329
- Haney, J. J. (2015). Consideration of non-linear, non-threshold and threshold approaches for assessing the carcinogenicity of oral exposure to hexavalent chromium. *Regulatory Toxicology Pharmacology*, 73(3), 834. DOI: 10.1016/j.yrtph.2015.10.011.
- IARC, International Agency for Research on Cancer. (1990). Chromium, nickel, and welding. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans*, 49, 1-648.
- IBM, International Business Machines Corporation. (2017). *IBM SPSS for Windows. Version 25.0*. Armonk, USA: International Business Machines Corporation.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de población y vivienda Hidalgo*. Aguascalientes, México: INEGI, 2020.
- INSP, Instituto Nacional de Salud Pública. (2021). Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2020 sobre Covid-19 Resultados Nacionales. Cuernavaca, México: Instituto Nacional de Salud Pública.
- IPCS, International Programme on Chemical Safety. (2013). *Inorganic chromium(VI) compounds*. Concise International Chemical Assessment Document 78. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. Recuperado de https://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad_78.pdf

- Li, Y. (2004). *Study on chromium contaminated soils and waters around a chromate factory. Heavy metals poster session*. Amherst, USA: University of Massachusetts.
- Lushchak, O. V., Kubrak, O. I., Nykorak, M. Z., Storey, K. B., & Lushchak, V. I. (2008). The effect of potassium dichromate on free radical processes in goldfish: Possible protective role of glutathione. *Aquatic Toxicology*, 87, 108-114. DOI: 10.1016/j.aquatox.2008.01.007
- McNeill, L. S., McLean, J. E., Parks, J. L., & Edwards, M. (2012). Hexavalent chromium review, part 2: Chemistry, occurrence, and treatment. *Journal AWWA*, 104, 7:E395-405. DOI: 10.5942/jawwa.2012.104.0092
- Mendoza-Cano, O., Sánchez-Piña, R. A., Barrón-Quintana, J., Cuevas-Arellano, H. B., Escalante-Minakata, P., & Solano-Barajas, R. (2015). Riesgos potenciales a la salud por consumo de agua con arsénico en Colima, México. *Salud Pública de México*, 59(1), 34-40. DOI: 10.21149/8413
- Mishra, A. K., & Mohanty, B. (2008). Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behavior and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26, 136-141. DOI: 10.1016/j.etap.2008.02.010
- Nadeem, H., Aslam, A. M., Haque, Z., Badar, N., & Mughal, N. (2009). Drinking water contamination by chromium and lead in industrial lands of Karachi. *Journal of the Pakistan Medical Association*, 59(5), 270-274.

- Naz, A., Mishra, B. K., & Gupta, S. K. (2016). Human health risk assessment of chromium in drinking water: A case study of Sukinda Chromite Mine, Odisha, India. *Expo Health*, 8, 253-264. DOI: 10.1007/s12403-016-0199-5
- NTP, National Toxicology Program. (2008). *Toxicology and carcinogenesis of sodium dichromate dihydrate (CAS No. 7789-12-0) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies)*. NTP TR 546, US Department of Health and Human Services. Recuperado de http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr546.pdf
- OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2004). *Guidelines for testing of chemicals. Guideline 202: Daphnia sp., acute immobilization test*. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development.
- Oner, M., Atli, G., & Canli, M. (2008). Changes in serum biochemical parameters of freshwater fish *Oreochromis niloticus* following prolonged metal (Ag, Cd, Cr, Cu, Zn) exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 360-366. DOI: 10.1897/07-281R.1
- Pérez-Moreno, F. (2004). *Dinámica del arsénico en aguas subterráneas de pozos y sedimentos del distribuidor general de agua potable de Zimapán, Hidalgo* (tesis de doctorado). Centro de Investigaciones Químicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.
- SCDB, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2010). *Agua potable, diversidad biológica y desarrollo: Guía de prácticas recomendadas*. Montreal, Canadá: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.

- Sedman, M. R., Beaumont, J., McDonald, T. A., Reynolds, S., Krowech, G., & Howd, R. (2007). Review of the evidence regarding the carcinogenicity of hexavalent chromium in drinking water. *Journal of Environmental Science and Health. Part C, Environmental Carcinogenesis & Ecotoxicology Reviews*, 24, 155-182. DOI: 10.1080/10590500600614337
- Sharma, S. K., Petrusevski, B., & Amy, G. (2008). Chromium removal from water: A review. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 57(8), 541-53. DOI: 10.2166/aqua.2008.080
- Shaw, P., Mondal, P., Bandyopadhyay, A., & Chattopadhyay, A. (2019). Environmentally relevant concentration of chromium activates Nrf2 and alters transcription of related XME genes in liver of zebrafish. *Chemosphere*, 214, 35-46. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.104
- TCEQ, Texas Commission on Environmental Quality. (2015). *Hexavalent chromium oral reference dose*. Austin, USA: Texas Commission on Environmental Quality.
- Thompson, C. M., Kirman, C. R., Hays, S. M., Suh, M., Harvey, S. E., Proctor, D. M., Rager, J. E., Haws, L. C., & Harris, M. A. (2018). Integration of mechanistic and pharmacokinetic information to derive oral reference dose and margin-of-exposure values for hexavalent chromium. *Journal of Applied Toxicology*, 38(3), 351. DOI: 10.1002/jat.3545

- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2000). *Guidelines for carcinogen risk assessment, risk assessment forum*. Washington, DC, USA: United States of America: United States Environmental Protection Agency. Recuperado de <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2001). *EPA530-F-00-032. An overview of risk assessment and RCRA*. Washington, D.C., USA: United States Environmental Protection Agency. Recuperado de <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/201504/documents/riskybiz.df>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2007a). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Washington, DC, USA: United States of America: United States Environmental Protection Agency.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2007b). *Method 3015A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts," Revision 1*. Washington, DC, USA: United States of America: United States Environmental Protection Agency.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2010). *IRIS toxicological review of hexavalent chromium (2010 External Review Draft)*. EPA/635/R-10/004A.2010. Washington, DC, USA: United States of America: United States Environmental Protection Agency.

- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2011). *Human health risk assessment: Unpacking the "Black Box"*. Washington, DC, USA: United States of America: United States Environmental Protection Agency. Recuperado de <https://semspub.epa.gov/work/HQ/174873.pdf>
- USGS, United States Geological Survey. (2004). *Water resources research grant proposal: Chromium oxidation and reduction chemistry in soils: Relevance to chromate contamination of groundwater of the Northeastern United States*. Recuperado de <http://water.usgs.gov/wrri/96grants/ner6md.html>
- Valko, M., Morris, H., & Cronin, M. T. D. (2005). Metals, toxicity and oxidative stress. *Current Medical Chemistry*, 12, 1161-1208. DOI: 10.2174/0929867053764635
- Velma, V., Vutukuru, S. S., & Tchounwou, P. B. (2009). Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: A critical review. *Reviews on Environmental Health*, 24, 129-145. DOI: 10.1515/review.2009.24.2.129
- WHO, World Health Organization. (2003). *Chromium in drinking-water background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- WHO, World Health Organization. (2011). *Guidelines for drinking water quality: First addendum to fourth edition. Vol. 1. Recommendations*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.