

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-06

Artículos

Evaluación integral de la calidad del agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora, México

Comprehensive assessment of drinking water quality in the community of Bacerac, Sonora, México

Mario F. Lozanía-León¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5021-509X>

Álvaro Santos-Romo², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4672-4202>

Jorge Hernández-López³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5334-2309>

Daniel Eduardo Coronado-Molina⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0624-2444>

Francisco J. Almendariz-Tapia⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6930-5353>

Jonathan de-la-Vega-Olivas⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2116-566X>

Guadalupe Dórame-Carreño⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2465-3690>

Kareen K. Encinas-Soto⁸, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3327-430X>

¹Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, mario.lozania@unison.mx

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, asantos04@cibnor.mx

³Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, jhlopez04@cibnor.mx

⁴Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, dcoronado04@cibnor.mx

⁵Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, javier.almendariz@unison.mx

⁶Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, jonathan.delavega@unison.mx

⁷Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, guadalupe.dorame@unison.mx

⁸Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, kareen.encinas@unison.mx

Autora para correspondencia: Kareen K. Encinas-Soto, kareen.encinas@unison.mx

Resumen

El acceso al agua potable de calidad es fundamental para la salud pública. Este estudio evalúa la calidad del agua en Bacerac, Sonora, considerando su variabilidad estacional y cumplimiento con la NOM-127-SSA1-2021. Se realizó un muestreo durante un año en distintos puntos de abastecimiento, analizando parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y elementos potencialmente tóxicos (EPT). Los resultados indican que el 39.28 % de las muestras presentó un pH fuera del rango permisible (6.5-

8.5), mientras que el 37.5 % mostró una dureza superior a 500 ppm como CaCO_3 , lo que afecta su potabilidad y uso doméstico. La contaminación microbiológica fue evidente en el 62.5 y 16.07 % de las muestras, donde se detectaron coliformes totales y fecales, respectivamente. A pesar de que las concentraciones de arsénico y plomo estuvieron por debajo de los límites normativos, su detección sugiere un riesgo potencial debido a la exposición crónica. Un hallazgo crítico fue la ausencia de cloro residual libre en todas las muestras; ello indica la falta de desinfección en el sistema de distribución y aumenta el riesgo sanitario. Ante tal situación, se recomienda la implementación de medidas correctivas, como la instalación de sistemas de tratamiento y monitoreo continuo. Este estudio resalta la necesidad de una gestión integral del recurso hídrico para garantizar su calidad y proteger la salud de la población.

Palabras clave: calidad del agua, agua potable, salud pública, gestión de recursos hídricos, abastecimiento de agua, contaminación del agua, saneamiento, México.

Abstract

Access to quality drinking water is fundamental for public health. This study evaluates water quality in Bacerac, Sonora, considering its seasonal variability and compliance with NOM-127-SSA1-2021. Sampling was conducted over a year at various supply points, analyzing physicochemical, microbiological parameters, and potentially toxic elements (PTEs). The results indicate that 39.28 % of the samples presented a pH outside the permissible range (6.5-8.5), while 37.5 % showed hardness exceeding 500 ppm as CaCO_3 , affecting their potability and domestic use. Microbiological contamination was evident in 62.5 and

16.07 % of the samples, where total and fecal coliforms were detected, respectively. Although arsenic and lead concentrations were below regulatory limits, their detection suggests a potential risk due to chronic exposure. A critical finding was the absence of free residual chlorine in all samples, indicating a lack of disinfection in the distribution system and increasing sanitary risk. Given this situation, the implementation of corrective measures, such as the installation of treatment and continuous monitoring systems, is recommended. This study highlights the need for integrated water resource management to ensure its quality and protect public health.

Keywords: water quality, drinking water, public health, water resources management, water supply, water pollution, sanitation, Mexico.

Recibido: 05/06/2025

Aceptado: 06/08/2025

Publicado *ahead of print*: 29/08/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

Las aguas subterráneas constituyen un recurso vital para el consumo humano, representando el 99 % del agua dulce líquida disponible a nivel mundial (Nyakundi, Nyadawa, & Mwangi, 2022). Sin embargo, este recurso enfrenta múltiples amenazas de contaminación, incluyendo factores geológicos, actividades industriales, prácticas agrícolas, sistemas de alcantarillado deficientes, sobreexplotación, vertederos urbanos, desechos electrónicos y el cambio climático (Auge, 2006; Brindha &

Schneider, 2019; Cely-Calixto, Carrillo-Soto, & Bonilla-Granados, 2022). La contaminación de las aguas subterráneas no solo compromete la disponibilidad del recurso hídrico, sino que lo convierte en un potencial vector de enfermedades, sobre todo en zonas rurales con sistemas de tratamiento y control limitados (Barragán, Cuesta, & Susa, 2021; Hamoda, 2021; Sánchez, 2018). Esta problemática se agrava debido a los altos costos asociados con la implementación y el mantenimiento de sistemas de distribución de agua potable en comunidades rurales caracterizadas por baja densidad poblacional y dispersión geográfica (Kalt *et al.*, 2014; Phiri, Bavumiragira, & Yin, 2023; Real-Water, 2022).

La calidad del agua distribuida a través de los sistemas de abastecimiento puede verse comprometida por la infiltración de contaminantes, un fenómeno particularmente preocupante en naciones en vías de desarrollo. Diversos factores, como la presencia de tuberías obsoletas o deterioradas, fracturas, fisuras, fugas y conexiones cruzadas, permiten la entrada de contaminantes microbianos y químicos provenientes de fuentes externas (Nibi *et al.*, 2023; Sakomoto, Lutaaya, & Abraham, 2020; Viñas, Sokolova, Malm, Bergstedt, & Pettersson, 2022).

Las enfermedades relacionadas con el agua constituyen un problema de salud pública significativo, que se originan en la exposición a recursos hídricos contaminados mediante diversas vías, incluyendo la ingestión, inhalación, o contacto dérmico y mucoso (Rodríguez, 2017; Shridhar, Aggarwal, & Mani, 2024). Entre los principales riesgos asociados destaca la contaminación por microorganismos patógenos, presentes con frecuencia en materia fecal. Estos agentes representan amenazas para la salud de la población, y se manifiestan en una variedad de afecciones, entre las que se incluyen diarrea, cólera, fiebre tifoidea y diversas

patologías gastrointestinales (Bivins *et al.*, 2017; Nabeela *et al.*, 2014; Tanzeel, Muhammad, Gohram, & Rabia, 2022).

La contaminación del agua por elementos potencialmente tóxicos pesados representa un riesgo significativo para la salud humana, además de los patógenos microbiológicos. La toxicidad de dichos metales está influenciada por diversos factores, incluyendo las propiedades específicas del metal, dosis de exposición, vía de entrada al organismo, duración de la exposición (aguda o crónica) y grado de bioacumulación en los tejidos (Jomova, Alomar, Nepovimova, Kuca, & Valko, 2024). Los elementos potencialmente tóxicos (EPT), como el plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As), son muy preocupantes debido a su capacidad de acumularse en el cuerpo humano. Esta acumulación puede provocar daños severos en múltiples sistemas orgánicos y afectar en especial los sistemas nervioso, respiratorio, digestivo y reproductivo (Huat *et al.*, 2019; Jan *et al.*, 2015; Kim, Kim, & Kumar, 2019). Asimismo, la exposición a estos EPT se ha asociado con efectos carcinogénicos y mutagénicos (Khalid *et al.*, 2020; Rehman, Fatima, Waheed, & Akash, 2018).

En México, solo el 43 % de la población tiene acceso a un servicio de agua potable gestionado de manera segura (United Nations, 2023). Dicha situación plantea serias preocupaciones sobre la calidad y disponibilidad del agua para una proporción significativa de la población. Además, el agua considerada segura y utilizada para satisfacer la creciente demanda ha generado numerosos problemas de salud pública debido a la exposición humana a diversos contaminantes (López-Porras & Allard, 2025), que incluyen microorganismos patógenos, metales pesados y otras sustancias nocivas (Kalt *et al.*, 2014; Wasana, Perera, Gunawardena, Fernando, & Bandara, 2017). La región de Bacerac, ubicada en Sonora, México, enfrenta desafíos significativos en relación

con la calidad del agua potable debido a factores geográficos, climáticos y antrópicos (Adimalla, 2019). Su ubicación en una zona semiárida limita de forma natural la disponibilidad de recursos hídricos (INEGI, 2010; Shoqeir, 2019). La topografía y composición del suelo pueden afectar la calidad del agua subterránea, introduciendo minerales y elementos que impactan su potabilidad (Adejumo, Adagunodo, Bility, Lukman, & Isibor, 2018; Paulus, Kgabi, & Mukendwa, 2024). En esta población, el agua para consumo humano se extrae de un pozo de 8 m de profundidad proveniente de fuentes subterráneas someras. Estas fuentes presentan un nivel estático del acuífero que oscila entre 0.6 y 4.0 m, lo que sugiere una recarga superficial. El flujo subterráneo presenta una dirección preferencial sur-norte, el cual se ve influenciado por aportes laterales provenientes de las sierras que delimitan los valles de la región (Conagua, 2015).

El clima de la región, caracterizado por sequías prolongadas y lluvias esporádicas intensas, exacerba los problemas de abastecimiento y calidad del agua. Las sequías pueden aumentar la concentración de contaminantes, mientras que las lluvias torrenciales pueden provocar contaminación por escorrentía superficial (Diwan, 2025; Lai *et al.*, 2023; Voisin, Cournoyer, Vienney, & Mermillod-Blondin, 2018). Los factores antrópicos juegan un papel relevante. Las actividades agrícolas y ganaderas en la zona pueden contribuir a la contaminación del agua por pesticidas, fertilizantes y desechos animales (El-Alfy, Lashin, Al-Arifi, & Al-Bassam, 2015; Luzardo, Henríquez-Hernández, Zumbado, & Boada, 2014).

En la actualidad no existen estudios sobre la calidad del agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora. Esta escasez de datos impide a las autoridades tomar medidas adecuadas para la protección de

los recursos hídricos (Dupont, Martínez-Tavera, Rodríguez-Espinosa, Hernández-Ramírez, & Guadarrama Guzmán, 2024), lo que impacta en la salud pública de la comunidad (Galdos-Balzategui *et al.*, 2017). En este contexto, la presente investigación se posiciona como un estudio pionero y de crucial importancia. Su objetivo principal es generar un corpus de datos científicos sobre la calidad del agua potable en Bacerac, permitiendo: 1) identificar y cuantificar contaminantes específicos presentes en el suministro de agua local; 2) evaluar el cumplimiento de los estándares nacionales de calidad del agua potable; 3) analizar los potenciales riesgos para la salud asociados con la ingesta del agua en su estado actual; 4) proporcionar una base empírica para la formulación de políticas públicas y medidas de intervención. La generación de esta evidencia científica es fundamental para informar y orientar las acciones de las autoridades locales y estatales en la mejora de la infraestructura hídrica, la implementación de sistemas de tratamiento adecuados y el desarrollo de programas de monitoreo continuo. Asimismo, los resultados de este estudio sentarán las bases para futuras investigaciones en el campo de la salud ambiental y la gestión sostenible de recursos hídricos en la región.

Materiales y métodos

Área de estudios

La comunidad de Bacerac, cabecera del municipio homónimo, se localiza en la zona noreste del estado de Sonora, México, en la región de la Sierra Madre Occidental. Su ubicación geográfica se caracteriza por coordenadas: latitud 30.3550527 y longitud -108.9311074; altitud:

aproximadamente 1 100 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.). Límites territoriales: norte, municipio de Bavispe; sur, municipio de Huachinera; este, estado de Chihuahua; oeste, municipios de Nacoziari de García y Villa Hidalgo (Figura 1). El municipio de Bacerac abarca una superficie de 1 343.86 km², lo que constituye el 0.69 % del territorio total del estado de Sonora (Inafed, 2010). Esta región se distingue por su topografía montañosa, característica de la Sierra Madre Occidental.

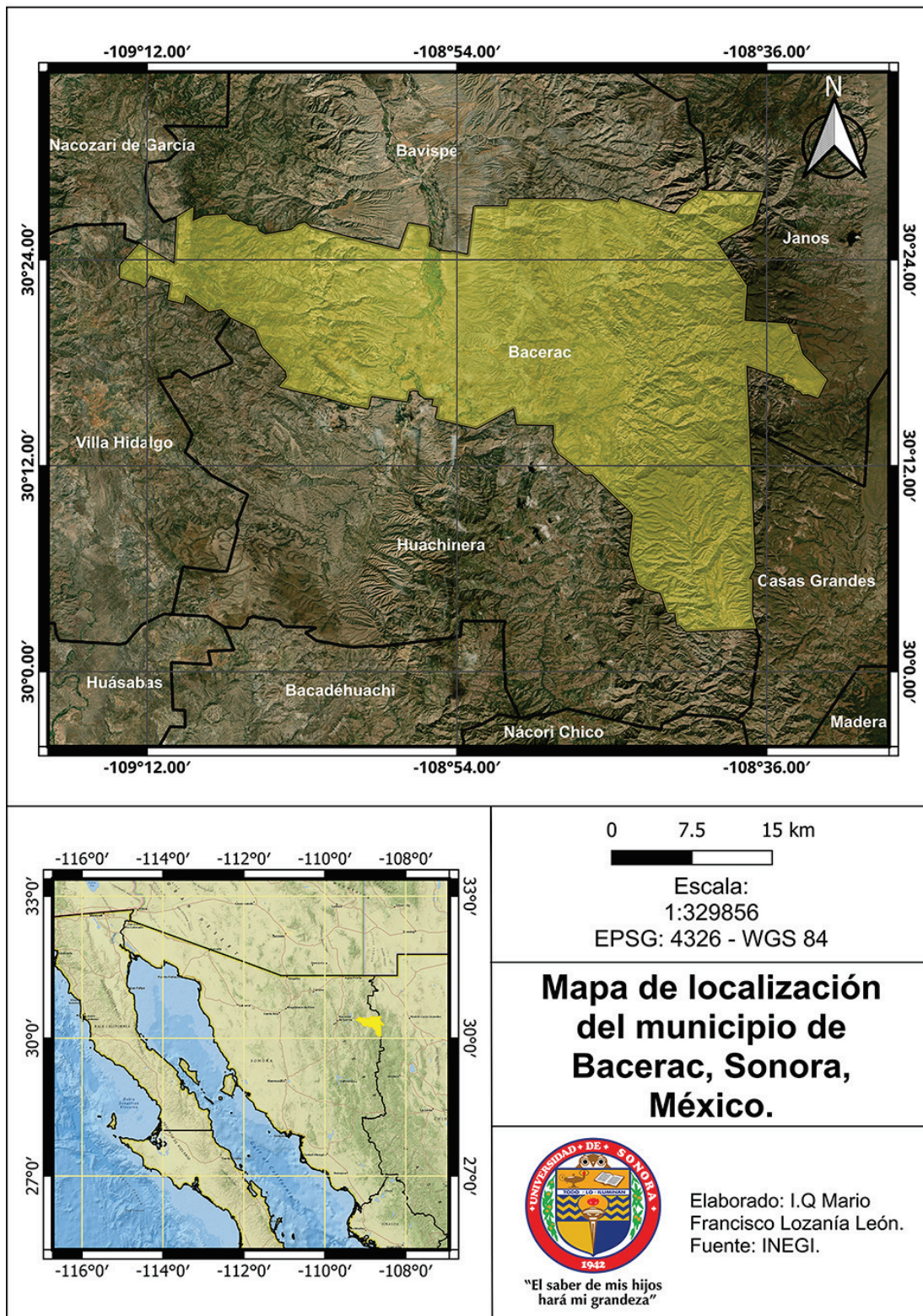


Figura 1. Mapa de ubicación geográfica de Bacerac, Sonora, México.

El clima de la región se clasifica como semiseco templado, caracterizado por variaciones estacionales significativas en temperatura y precipitación. De junio a septiembre, la temperatura media mensual máxima alcanza los 30.5 °C. En contraste, los meses invernales de diciembre y enero registran una temperatura media mínima de 12.5 °C. La temperatura media anual se sitúa en 26.2 °C. El régimen pluviométrico presenta una marcada estacionalidad, con un periodo de lluvias concentrado en los meses estivales, en particular julio y agosto. La precipitación media anual se cuantifica en 560 milímetros (Inafed, 2010).

Obtención de muestras

De acuerdo con los lineamientos establecidos en la NOM-014 SSA1-1993 (Secretaría de Salud, 1994), se llevaron a cabo cuatro campañas de muestreo de agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora. Estas campañas se realizaron de manera estacional, abarcando invierno, primavera, verano y otoño, a fin de obtener una representación temporal completa. Los puntos de muestreo se seleccionaron estratégicamente para incluir diversas fuentes de agua potable en la comunidad: a) viviendas particulares: nueve tomas domiciliarias; b) instituciones educativas: cuatro puntos en escuelas de la comunidad; c) fuente principal: un punto en el pozo de abastecimiento comunitario. En total, se establecieron 14 puntos de muestreo. La distribución geográfica y las características específicas de cada punto se detallan en la Tabla 1 y se representan visualmente en la Figura 2.

Tabla 1. Localización de puntos de muestreo usados en el estudio.

Número de muestra	Tipo de muestra	Coordenadas (EPSG:4326 - WGS 84)	
		Latitud	Longitud
1	Toma domiciliar 1	30.354928	-108.931061
2	Toma domiciliar 2	30.354497	-108.93002
3	Toma domiciliar 3	30.354912	-108.933158
4	Preescolar	30.357288	-108.933487
5	Toma domiciliar 4	30.355226	-108.935532
6	Toma domiciliar 5	30.356147	-108.928435
7	Toma domiciliar 6	30.353396	-108.934953
8	Toma domiciliar 7	30.359245	-108.930504
9	Toma domiciliar 8	30.359551	-108.935131
10	Toma domiciliar 9	30.359685	-108.925885
11	Secundaria	30.362887	-108.925604
12	Preparatoria	30.364359	-108.92679
13	Pozo	30.353003	-108.929742
14	Escuela primaria	30.357086	-108.931919

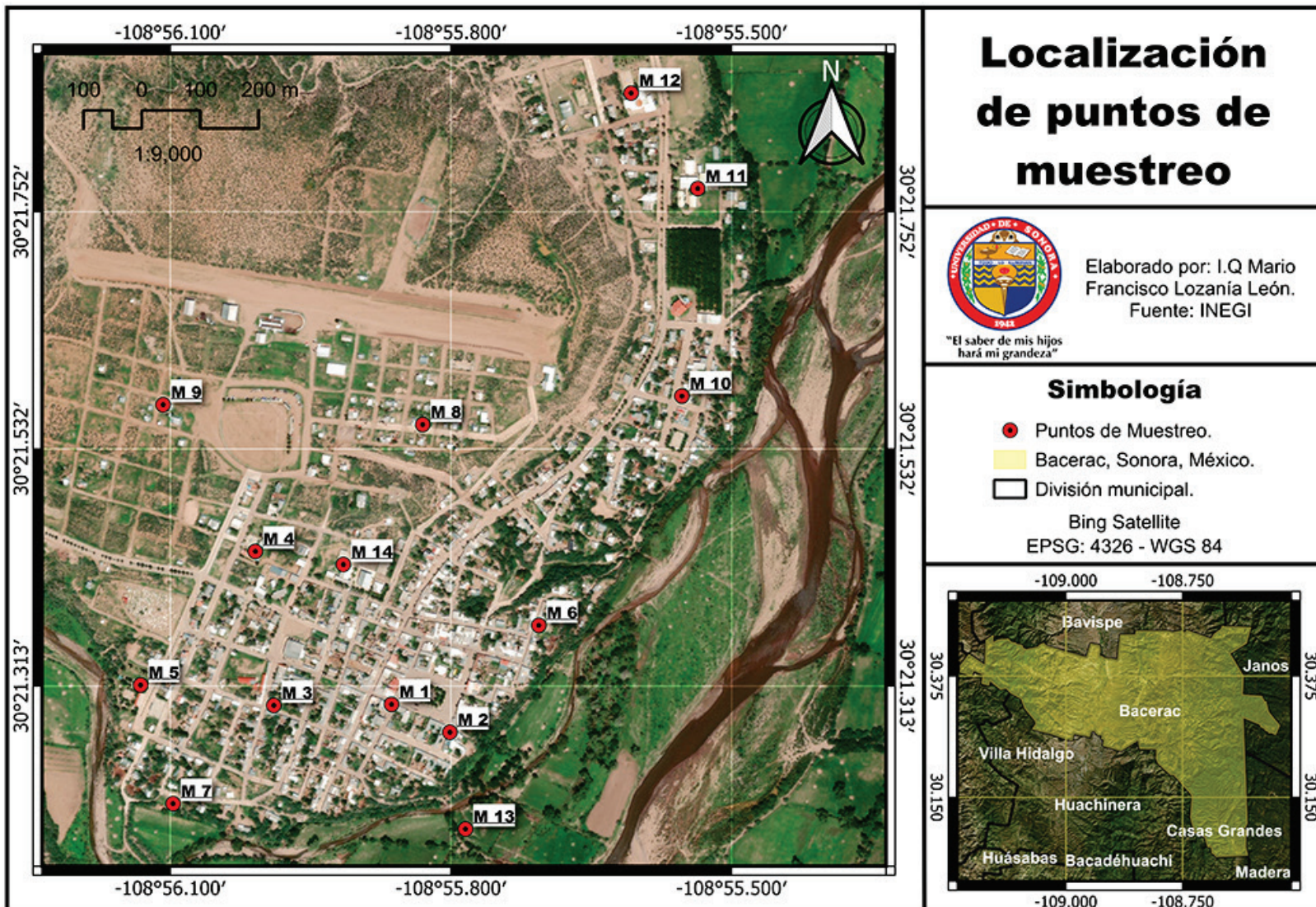


Figura 2. Mapa de puntos de muestreos utilizados en el presente estudio.

En cada sitio de muestreo se colectaron tres muestras de agua utilizando recipientes con una capacidad de un litro, limpios, esterilizados e identificados. Estas muestras se destinaron al análisis fisicoquímico, microbiológico y de EPT. Para preservar la integridad de las muestras, se almacenaron y transportaron en una hielera a 4 °C, cumpliendo con la normatividad vigente (Secretaría de Salud, 1994; Secretaría de Salud,

2021). Las muestras destinadas al análisis de EPT se acidificaron al 2 % con ácido nítrico (HNO_3) para reducir el pH a valores inferiores a 2.

Control de calidad

Se emplearon soluciones estándar de 1 000 ppm de la marca Golden Bell Reactivos para cada EPT analizado. Para evaluar la exactitud y precisión del método, se usó un material de referencia certificado (*Certified Reference Material Soil Solution B, High Purity Standards*), el cual se analizó por triplicado bajo los mismos procedimientos aplicados a las muestras de agua (EPA, 2018; Secretaría de Economía, 2015; Skoog, West, & Holler, 2015).

Se incluyeron blancos de campo y de viaje, los cuales se analizaron por triplicado y se sometieron a los mismos tratamientos que las muestras. Todos los experimentos se realizaron empleando reactivos de grado analítico de la marca Baker y agua desionizada (Secretaría de Salud, 2021).

Análisis de parámetros

En la presente investigación se hizo una cuantificación *in situ* de diversos parámetros fisicoquímicos, incluyendo pH, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y turbidez. Además, se analizaron nutrientes, abarcando nitratos, nitritos, amonio, sulfatos, fosfatos, dureza y cloro residual libre. El estudio incluyó la evaluación de indicadores microbiológicos, en específico coliformes totales y coliformes fecales. Los análisis de EPT se efectuaron en el Laboratorio Analítico y Ambiental de la Universidad de Sonora. Las muestras se preservaron a una temperatura

controlada de 4.0 ± 2 °C, conforme a los estándares establecidos (Secretaría de Economía, 2016). La metodología específica y la normatividad aplicada para cada análisis se detallan en la Tabla 2, la cual proporciona información precisa sobre los procedimientos y estándares utilizados en este estudio.

Tabla 2. Normatividad aplicada para la obtención de parámetros.

Parámetros	Equipo	Normatividad	
Físico-químicos			
pH	YSI 556 MPS	NMX-AA-008-SCFI-2016	
Conductividad eléctrica		NMX-AA-093-SCFI-2000	
Sólidos disueltos totales		NMX-AA-034-SCFI-2015	
Temperatura	FLUKE 52 II THERMOMETER	NMX-AA-077-SCFI-2013	
Turbidez	Turbidity meter ZD-2 ^a	NMX-AA-038-SCFI-2001	
Nitritos	Lector de microplacas BIO-TEK SYNERGY HT	NMX-AA-079-SCFI-2001	
Nitratos			
Amonio			
Sulfatos		NMX-AA-074-SCFI-2014	
Fosfatos		NMX-AA-029-SCFI-2001	
Dureza (CaCO ₃)		NMX-AA-072-SCFI-2001	
Cloro residual libre		NMX-AA-108-SCFI-2001	
Microbiológicos			
Coliformes fecales		Incubadora VWR modelo 2005	(EPA, 2017)
Coliformes totales			
EPT			
Plomo	Perkins Elmer PinAAcle 900 T	NMX-AA-051-SCFI-2016	
Cadmio			
Arsénico	Perkins Elmer FIAS 100		

Los resultados se evaluaron de acuerdo con los criterios establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, la cual estipula los límites máximos permisibles de diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para el agua destinada al consumo humano.

Procesamiento estadístico

Se implementó un análisis estadístico utilizando *JMP Statistical Discovery® Student Edition 18.2.2* para identificar diferencias significativas en las concentraciones entre las cuatro estaciones del año y las estaciones de muestreo. Los efectos de cada factor sobre la variable dependiente se evaluaron de manera independiente, sin considerar la interacción entre ellos, a fin de examinar los efectos individuales de las estaciones del año y las estaciones de muestreo.

De inicio se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk. La homogeneidad de varianzas se examinó con la prueba de Levene para datos no normales o con la prueba de Bartlett cuando los datos cumplían con el supuesto de normalidad. En los casos en que se satisfacían los supuestos, se procedió con un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para cada factor. Cuando se detectaron diferencias significativas, se aplicaron pruebas post hoc (Tukey o *t-student*) para identificar los grupos responsables de las diferencias (Ahmed, 2025; Pulido, De-la-Vara-Salazar, González, Martínez, & Pérez, 2012).

Cuando los datos no cumplían con los supuestos del ANOVA, se optó por un análisis no paramétrico, específicamente la prueba de Van Der Waerden. En los casos que se encontraron diferencias significativas

mediante este método, se realizaron comparaciones no paramétricas para todos los pares utilizando el método de Dunn (Tilak & Arivazhahan, 2022).

Resultados y discusiones

En esta sección se presentan los resultados obtenidos del análisis de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y EPT en muestras de agua potable colectadas en la comunidad de Bacerac, Sonora, durante un periodo de un año. La mayoría de los parámetros analizados se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021 para agua potable. Entre estos se incluyen temperatura (21.935 ± 4.204 °C); conductividad eléctrica (418.357 ± 67.029 $\mu\text{S}/\text{cm}$); sólidos disueltos totales (212.732 ± 30.310 ppm), y turbidez (0 ± 0 NTU); así como los nutrientes: nitratos (3.312 ± 1.138 ppm), nitritos (0.007 ± 0.053 ppm), amonio (0.035 ± 0.055 ppm), sulfatos (0.764 ± 5.719 ppm) y fosfatos (0.106 ± 0.166 ppm). Debido a que estos parámetros cumplieron con los límites máximos permisibles establecidos, no se incluyen representaciones gráficas de sus resultados. La evidencia obtenida sugiere que, en relación con estos indicadores, el agua de la región no presenta riesgos significativos para el consumo humano.

Por otra parte, los resultados del análisis revelaron que ciertos parámetros excedieron los límites establecidos por la normativa oficial mexicana correspondiente. Tales hallazgos se presentan de manera detallada debido a su relevancia para la salud pública. Entre los parámetros que superaron los límites permisibles se encuentran: 1) coliformes fecales y totales: estos microorganismos son indicadores de contaminación microbiológica y su presencia en niveles elevados sugiere un riesgo potencial de enfermedades transmitidas por el agua (Zarić *et*

al., 2023); 2) pH: las desviaciones significativas del rango óptimo de pH pueden afectar la eficacia de los procesos de tratamiento del agua (Farasat, Panahi, & Mokhtarani, 2017) y contribuir a la corrosión de las tuberías (Zhang, Tian, Guo, Shan, & Liu, 2021); 3) dureza: niveles elevados de dureza pueden afectar las propiedades organolépticas del agua (Wang, Duncan, & Dietrich, 2016) y, a largo plazo, contribuir a la formación de depósitos minerales en las instalaciones de distribución (Rubenowitz-Lundin & Hiscock, 2013); 4) cloro libre residual: concentraciones inadecuadas de este desinfectante pueden comprometer la eficacia de la desinfección del agua, aumentando el riesgo de contaminación microbiológica (Fish, Reeves-McLaren, Husband, & Boxall, 2020). Estos parámetros no solo influyen en la potabilidad y características organolépticas del agua, sino que también pueden tener implicaciones significativas para la salud de los consumidores a largo plazo.

Parámetros microbiológicos y fisicoquímicos

Los resultados del análisis microbiológico revelaron una incidencia significativa de coliformes totales (Figura 3) y fecales (Figura 4) en las muestras de agua potable de la comunidad de Bacerac, Sonora. Las concentraciones detectadas excedieron los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. Se observó la presencia de coliformes totales en el 62.5 % de las muestras y coliformes fecales en el 16.07 %, lo cual representa un riesgo evidente para la salud pública. Estos microorganismos son indicadores clave de contaminación fecal y pueden actuar como patógenos potenciales responsables de enfermedades

transmitidas por el agua, incluyendo diarrea, infecciones intestinales y otras afecciones gastrointestinales (WHO, 2022).

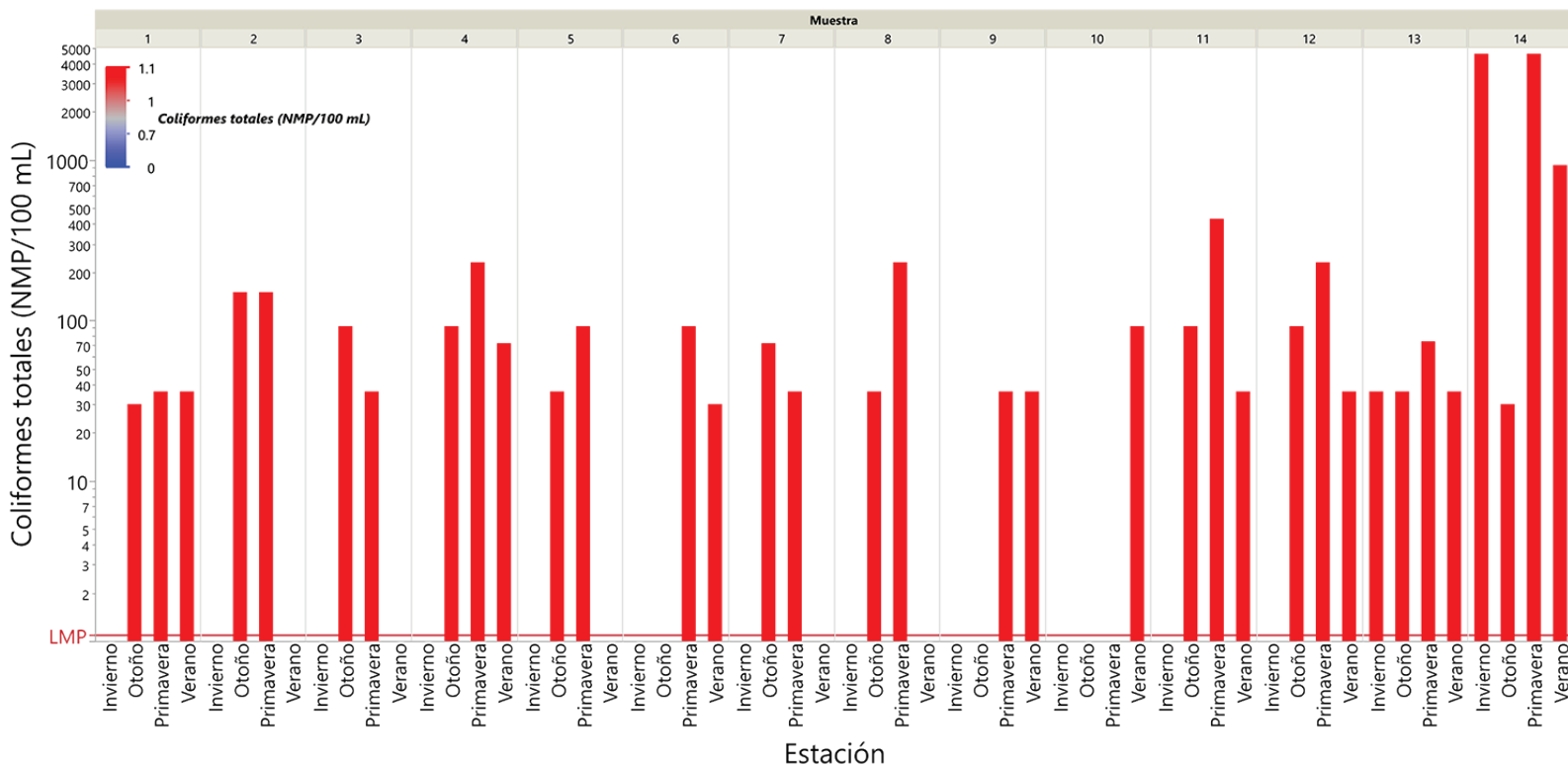


Figura 3. Concentración de coliformes totales en muestras de agua.

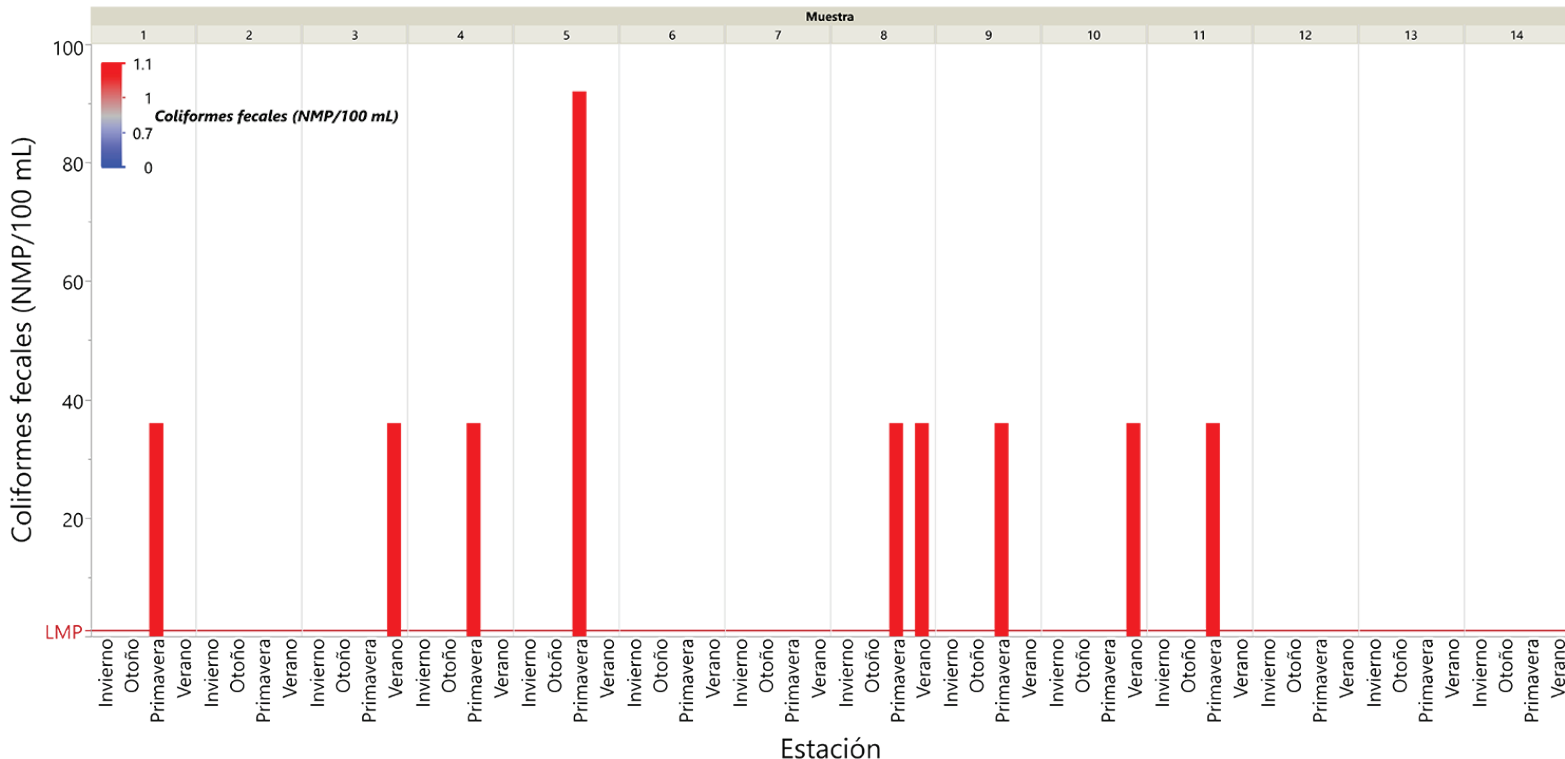


Figura 4. Concentración de coliformes fecales en muestras de agua.

El análisis estadístico reveló variaciones estacionales significativas en la concentración de coliformes totales y fecales ($P < 0.05$). Las concentraciones más elevadas se registraron en primavera, con 4 600 NMP/100 ml para coliformes totales y 92 NMP/100 ml para coliformes fecales. Estos valores máximos pueden atribuirse a varios factores, como el incremento de precipitaciones y temperatura, que favorece la proliferación microbiana (Murphy, Prioleau, Borchardt, & Hynds, 2017; Walsh, Hunt, Anderson, Owens, & Rice, 2024; Wiebe *et al.*, 2021), así como el posible deterioro de las fuentes de agua debido a infraestructuras de distribución deficientes o escasas (Viñas, Malm, & Pettersson, 2019). En contraste, durante el invierno se observó una disminución en las concentraciones, aunque la presencia persistente de coliformes sugiere

que las condiciones climáticas más frías no eliminan por completo el riesgo de contaminación (Cho *et al.*, 2016).

Otro hallazgo relevante fue la variabilidad en la calidad microbiológica entre las distintas fuentes de abastecimiento de agua, a pesar de que nuestro análisis no mostró diferencias estadísticamente significativas ($P > 0.05$). No obstante, se detectaron niveles elevados de coliformes fecales y totales en algunas fuentes específicas. Por ejemplo, en el agua de la escuela primaria, las concentraciones de coliformes totales alcanzaron hasta 4600 NMP/ml durante la primavera. Además, se observó la presencia persistente de coliformes fecales en algunos puntos de la red de distribución, en particular en ciertas tomas domiciliarias; sin embargo, no se detectó su presencia en el pozo de abastecimiento. Esta situación podría atribuirse a diversos factores, incluyendo deficiencias en la infraestructura, falta de mantenimiento adecuado, contaminación de la fuente de abastecimiento por factores externos y conexiones cruzadas en el sistema (Viñas *et al.*, 2022). Estas condiciones favorecen la entrada de microorganismos y otros contaminantes, comprometiendo la calidad del agua suministrada (Gaviria-Montoya, Pino-Gómez, & Soto-Córdoba, 2020; Moreira & Bondelind, 2016).

El cloro residual libre es un parámetro esencial para evaluar la eficacia de la desinfección del agua potable. Su presencia en concentraciones adecuadas indica que el agua ha sido tratada de manera correcta y mantiene su capacidad de inactivar microorganismos patógenos a lo largo de la red de distribución (Onyutha & Kwio-Tamale, 2022). De acuerdo con la NOM-127-SSA1-2021, el nivel de cloro residual libre debe mantenerse en un rango de 0.2 a 1.5 ppm para garantizar una desinfección efectiva y minimizar riesgos microbiológicos asociados.

No obstante, en todas las muestras analizadas durante el año, independientemente del sitio o estación, no se detectó cloro residual libre. Esta ausencia sugiere que el agua de la red de abastecimiento no recibe tratamiento con cloro o que, en caso de haberse aplicado, el desinfectante se ha disipado antes de llegar a los puntos de muestreo. Esto puede atribuirse a diversos factores, como la falta de aplicación sistemática de cloración, insuficiencia en la dosificación del desinfectante, tiempo de residencia del agua (Wyczółkowski, Piechowski, Gładysiak, & Jasiulewicz-Kaczmarek, 2019), temperatura, material de la red de distribución (Zheng, He, & He, 2015), o la degradación rápida por interacción con materia orgánica y otros compuestos presentes en el agua (Deborde & von Gunten, 2008).

La ausencia de cloro en el sistema plantea serias preocupaciones sobre la seguridad sanitaria del agua, al dejar a los consumidores expuestos a microorganismos patógenos sin una protección efectiva. El cloro residual libre actúa como una barrera química contra la contaminación microbiana, reflejando tanto la eficacia del proceso de desinfección inicial como la protección continua frente a la recontaminación durante el almacenamiento y la distribución (Zheng *et al.*, 2015). Su monitoreo constante es esencial para garantizar la calidad microbiológica del agua potable y prevenir brotes de enfermedades transmitidas por el agua (Iordache & Woinaroschy, 2020). No obstante, su concentración debe mantenerse dentro de los límites normativos, pues niveles excesivamente altos pueden resultar en la formación de subproductos de la desinfección, siendo indeseables en el agua potable debido a posibles propiedades cancerígenas y mutagénicas, así como causar mal olor y sabor (Onyutha & Kwio-Tamale, 2022; Wilson, Stoianov, & O'Hare, 2019); mientras que concentraciones insuficientes pueden

comprometer la seguridad microbiológica del agua (Seymour, O'Sullivan, Lovera, Rohan, & O'Riordan, 2020).

El pH es un parámetro fundamental en la evaluación de la calidad del agua potable, con implicaciones en la eficacia de los procesos de tratamiento y la integridad de los sistemas de distribución (Sinsinwar & Verma, 2023). La NOM-127-SSA1-2021 establece un intervalo permisible de pH entre 6.5 y 8.5 para el agua destinada al consumo humano. Los resultados del presente estudio (Figura 5) revelan que el 39.28 % de las muestras analizadas exhibió valores de pH inferiores al límite mínimo establecido (< 6.5), lo cual sugiere una tendencia hacia condiciones ligeramente ácidas en determinados periodos del año. Estos hallazgos son consistentes con investigaciones previas realizadas en otras regiones. Por ejemplo, un estudio conducido en Kumasi, Ghana, reportó que el 95 % de las muestras de agua analizadas presentaron niveles de pH por debajo de los estándares establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), es decir, inferiores a 6.5 (Boadi, Saah, Baa-Poku, Mensah, & Addo, 2020). Esta similitud en los resultados subraya la importancia de monitorear y controlar el pH del agua potable como un indicador clave de su calidad y seguridad para el consumo humano.

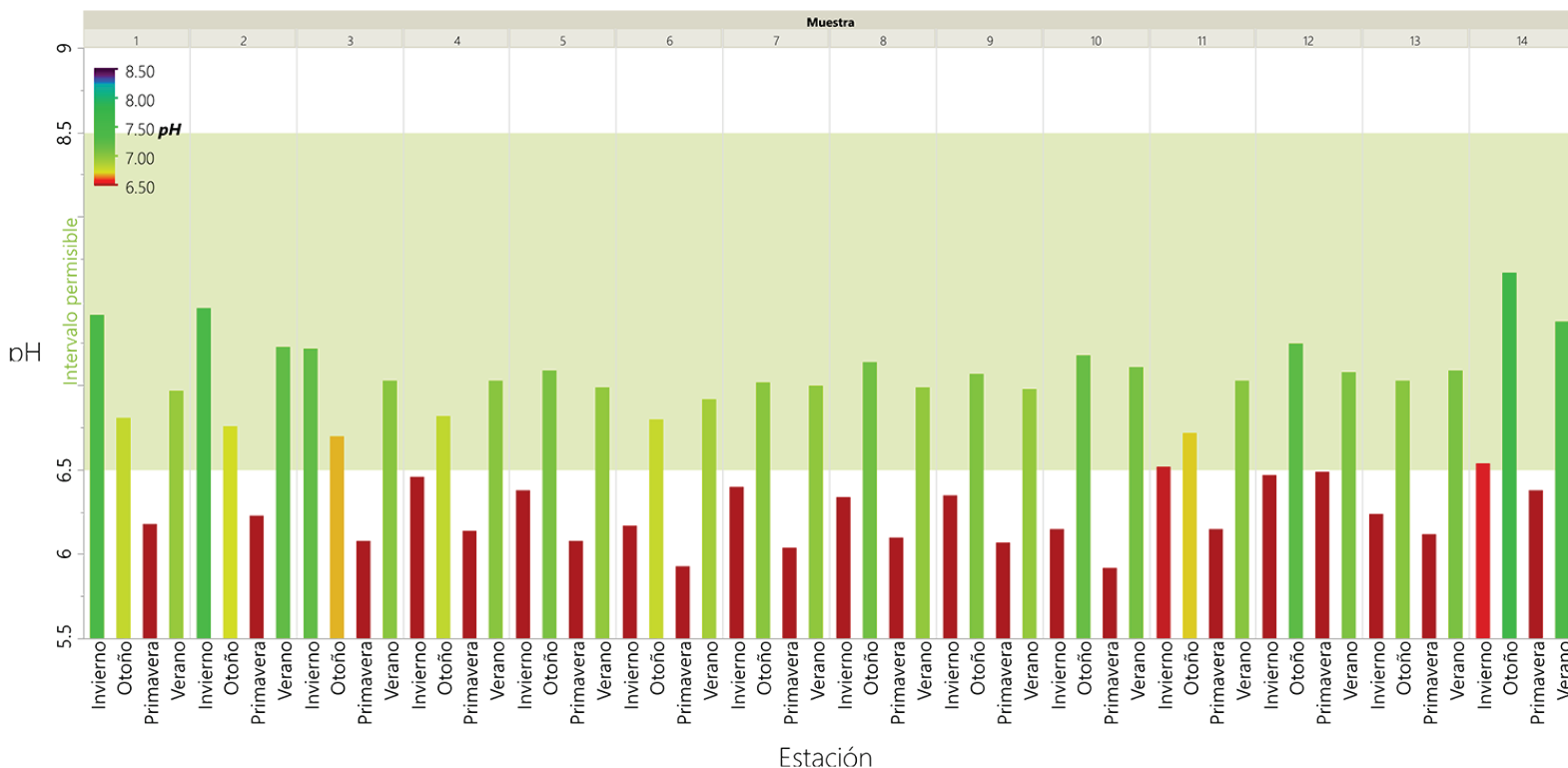


Figura 5. pH en muestras de agua potable.

El análisis estadístico evidenció diferencias significativas en los valores de pH entre las estaciones del año ($P < 0.05$). Los valores más bajos se observaron durante la primavera, con un mínimo de 5.92 en una muestra domiciliaria. En contraste, durante el verano y otoño, los valores de pH fluctuaron entre 6.7 y 7.67, lo cual indica una tendencia hacia la neutralidad. Esta variación estacional podría atribuirse a la recarga de acuíferos por precipitaciones y la lixiviación de materiales del suelo, factores que pueden alterar la composición química del agua (Romero-Mujalli, Hartmann, Börker, Gaillardet, & Calmels, 2019). La infiltración de agua en el suelo, enriquecida con dióxido de carbono, puede propiciar la formación de ácido carbónico, incrementando la acidez del agua y facilitando la disolución de ciertos minerales (Xianwei, Sidan, Kun, Yang,

& Xuefa, 2021). Además, los procesos bioquímicos en la zona del suelo, como la respiración radicular y microbiana, así como la descomposición de materia orgánica, contribuyen a la generación de CO₂, lo que a su vez aumenta la acidez del agua subterránea (Binet, Charlier, Jozja, Défarge, & Moquet, 2022; Chen *et al.*, 2015; Cherry & Freeze, 1979).

El análisis de Van Der Waerden no reveló diferencias estadísticamente significativas en los valores de pH entre los diversos puntos de muestreo ($P > 0.05$). Este resultado sugiere que las fluctuaciones observadas en el pH están asociadas sobre todo con factores estacionales, más que con la fuente específica de abastecimiento de agua. No obstante, es importante destacar que la persistencia de valores de pH fuera del rango establecido por la normativa en determinadas estaciones podría tener implicaciones negativas para la calidad del agua distribuida. Un pH inferior al recomendado puede potenciar la corrosión de las infraestructuras de distribución, lo que a su vez podría resultar en un incremento de la concentración de metales disueltos en el agua potable, incluyendo hierro, plomo y cobre (Zhang *et al.*, 2021).

El análisis de dureza total en las muestras de agua recolectadas en Bacerac, Sonora (Figura 6), revela que un 37.5 % de las muestras excede el límite máximo permisible de 500 ppm establecido en la normativa NOM-127-SSA1-2021. La dureza del agua es un parámetro crucial para evaluar la calidad del agua, ya que concentraciones elevadas pueden generar incrustaciones en tuberías, afectar la aceptabilidad del agua para el consumo humano y potencialmente contribuir al desarrollo de enfermedades cardiovasculares (Dietrich & Burlingame, 2020; Li *et al.*, 2024; Yousefi, Najafi-Saleh, Yaseri, Jalilzadeh, & Mohammadi, 2019).

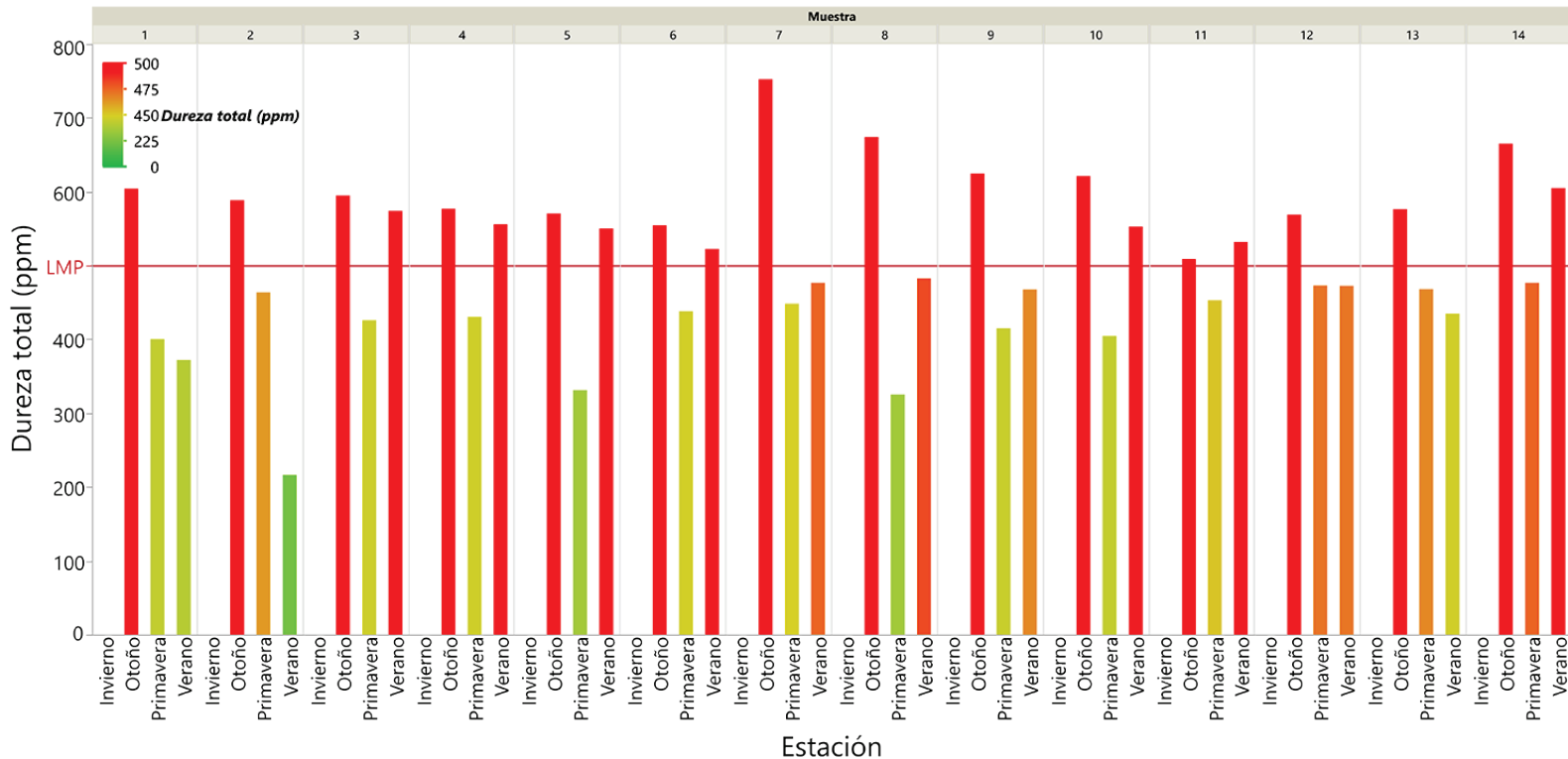


Figura 6. Concentración de dureza total como CaCO_3 en ppm en muestras de agua potable.

El análisis espacial no mostró diferencias estadísticamente significativas en la dureza total entre los distintos puntos de muestreo ($P > 0.05$). Este hallazgo sugiere que la dureza elevada del agua es un problema generalizado en la región, y que las fuentes de distribución presentan características similares en cuanto a su origen y composición mineral.

En contraste, se identificaron diferencias significativas entre las estaciones del año. En invierno, los valores de dureza total fueron los más bajos, con algunas muestras registrando niveles cercanos a cero. Este fenómeno coincide con estudios hechos en zonas áridas en el occidente de Marruecos, donde se podría atribuir a una mayor dilución del agua

subterránea debido a un posible aumento en la recarga del acuífero o a procesos geoquímicos que reducen la concentración de especies disueltas (Adnani, Younsi, Namr, El-Achheb, & Irzan, 2020). Por el contrario, durante el otoño se registraron las concentraciones más elevadas, con valores que superaron los 750 ppm en 37.5 % de las tomas domiciliarias y centros educativos analizados. Un caso similar se detectó en estudios desarrollados en Sri Lanka, donde la dureza aumentó en la estación seca. Ello sugiere que en esta temporada ocurre una mayor mineralización del agua debido a factores hidrológicos y climáticos, como la evaporación, o una menor recarga de agua dulce al sistema (Karangoda & Nanayakkara, 2023).

Los análisis estadísticos revelaron diferencias significativas en la concentración de dureza entre las estaciones. Las comparaciones más notables se observaron entre otoño e invierno ($P < 0.0001$); verano e invierno ($P < 0.0001$); primavera y otoño ($P = 0.0006$), y primavera e invierno ($P = 0.04390$). En contraste, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre verano y primavera ($P = 0.6589$) ni entre verano y otoño ($P = 0.1431$). Estos resultados corroboran la hipótesis de que la variabilidad estacional es un factor determinante en la concentración de dureza del agua potable de la región estudiada (Anyanwu *et al.*, 2021).

Concentración de elementos potencialmente tóxicos

Los EPT, como el arsénico y el plomo, se detectaron en concentraciones inferiores a los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. No obstante, se consideró pertinente presentar estos resultados debido a su relevancia toxicológica.

Para garantizar la confiabilidad de los datos obtenidos, se llevaron a cabo rigurosos procedimientos de control de calidad. Las curvas de calibración utilizadas en la cuantificación de estos elementos presentaron coeficientes de correlación (r^2) superiores a 0.995, lo que indica una alta precisión en la respuesta instrumental. Asimismo, los límites de detección determinados para Pb, Cd y As fueron de 0.84, 0.0128 y 0.37 ppb, respectivamente, lo que demuestra la sensibilidad del método analítico empleado. La exactitud y precisión del procedimiento se evaluaron mediante el análisis de un material de referencia certificado, obteniéndose porcentajes de recuperación entre 87.65 y 110 %, dentro de los rangos aceptables según la normatividad oficial.

Si bien las concentraciones de estos elementos no exceden los niveles regulatorios, representan un riesgo potencial para la salud humana debido a su toxicidad acumulativa y los efectos adversos que pueden generar, incluso en bajas concentraciones, cuando se acumulan en el organismo a lo largo del tiempo (Hernández & Tsatsakis, 2017). Es importante destacar que la exposición crónica a niveles subclínicos de estos EPT puede resultar en efectos a largo plazo sobre la salud, incluyendo trastornos neurológicos, cardiovasculares y renales (Rosborg, Soni, & Kozisek, 2015; Sharma Nagpal, & Kaur, 2019). Por lo tanto, el monitoreo continuo y la evaluación de riesgos son fundamentales para prevenir posibles impactos en la salud pública (Wang *et al.*, 2022), aun cuando las concentraciones se encuentren por debajo de los límites establecidos.

El análisis de concentración de arsénico en las muestras recolectadas durante el periodo de estudio (Tabla 3) reveló que ninguna excedió el límite máximo permisible de 25 ppb establecido por la NOM-127-SSA1-2021. No obstante, la evaluación de la variabilidad estacional

evidenció diferencias estadísticamente significativas en la concentración de este elemento.

Tabla 3. Concentración de arsénico en muestras de agua potable.

Muestra	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD
1	0.682 ± 0.005	0.656 ± 0.054	0.412 ± 0.227	0.454 ± 0.150
2	0.678 ± 0.037	0.570 ± 0.001	0.472 ± 0.007	0.586 ± 0.043
3	0.782 ± 0.018	0.624 ± 0.018	0.384 ± 0.022	0.646 ± 0.037
4	0.434 ± 0.070	0.642 ± 0.038	0.390 ± 0.039	0.620 ± 0.006
5	0.444 ± 0.091	0.650 ± 0.011	0.418 ± 0.014	0.720 ± 0.044
6	0.454 ± 0.001	0.654 ± 0.016	0.364 ± 0.001	0.556 ± 0.028
7	0.508 ± 0.035	0.718 ± 0.037	0.448 ± 0.002	0.698 ± 0.000
8	0.562 ± 0.084	0.542 ± 0.023	0.402 ± 0.036	0.722 ± 0.023
9	0.458 ± 0.076	0.522 ± 0.017	0.442 ± 0.014	0.696 ± 0.021
10	ND	0.620 ± 0.033	0.422 ± 0.009	0.646 ± 0.008
11	0.500 ± 0.124	0.702 ± 0.048	0.728 ± 0.019	0.674 ± 0.039
12	0.636 ± 0.049	0.642 ± 0.058	0.488 ± 0.018	0.736 ± 0.002
13	0.362 ± 0.045	0.678 ± 0.027	0.456 ± 0.019	0.762 ± 0.038
14	0.822 ± 0.028	0.636 ± 0.022	0.456 ± 0.004	0.666 ± 0.062
LMP	25			

SD = desviación estándar

ND = no detectable

LMP = límite máximo permisible de NOM-127-SSA1-2021

Las concentraciones más elevadas se registraron en otoño, mientras que las más bajas se presentaron en invierno, con una diferencia significativa entre estas dos estaciones ($P = 0.0319$). Las concentraciones en verano fueron significativamente inferiores a las de otoño ($P = 0.0001$) y primavera ($P = 0.0018$), lo que sugiere una marcada variabilidad

estacional. No obstante, no se encontraron diferencias significativas entre primavera e invierno ($P = 0.2187$), primavera y otoño ($P = 1.0000$) ni entre verano e invierno ($P = 0.7915$), lo que indica una estabilidad relativa en estos periodos.

Desde una perspectiva espacial, los resultados de las concentraciones de arsénico no mostraron variaciones estadísticamente significativas entre los diversos puntos de muestreo, lo cual indica una distribución relativamente homogénea del elemento en la red de abastecimiento estudiada. Esta uniformidad en la distribución podría atribuirse a una fuente de contaminación común, como la composición geológica del acuífero subyacente, que ejerce un control sobre la concentración de arsénico en las aguas subterráneas (Johannesson *et al.*, 2019).

En términos de estabilidad temporal, los datos revelan una tendencia fluctuante, con un incremento gradual desde el invierno hasta el otoño. Estudios previos en regiones semiáridas de México han reportado que la concentración de arsénico en el agua subterránea varía en función de las fluctuaciones en el nivel freático y la movilización de compuestos arsenicales (Boochs, Billib, Gutiérrez, & Aparicio, 2014). Estas variaciones estacionales pueden estar influenciadas por factores hidrometeorológicos, como la recarga acuífera durante la temporada de precipitaciones y la evaporación en los periodos más áridos, lo que puede resultar en un aumento de la concentración de arsénico en el agua (Alarcón-Herrera *et al.*, 2020). Además, se ha documentado que la solubilidad del arsénico puede incrementarse en condiciones oxidantes o en presencia de determinados iones que facilitan su liberación, lo que subraya la importancia de los procesos geoquímicos en su movilidad (Armienta & Segovia, 2008).

El análisis de la concentración de plomo en las muestras recolectadas a lo largo del año (Tabla 4) reveló que todas las mediciones se mantuvieron por debajo del límite máximo permisible de 10 ppb, conforme a lo establecido por la NOM-127-SSA1-2021.

Tabla 4. Concentración de plomo en muestras de agua potable.

Muestra	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
	Pb (ppb) \pm SD	Pb (ppb) \pm SD	Pb (ppb) \pm SD	Pb (ppb) \pm SD
1	1.358 \pm 0.084	ND	ND	ND
2	ND	ND	1.846 \pm 0.142	ND
3	ND	ND	ND	ND
4	ND	ND	ND	ND
5	ND	ND	ND	ND
6	ND	ND	ND	ND
7	ND	1.318 \pm 0.117	ND	ND
8	ND	ND	ND	ND
9	ND	ND	ND	ND
10	ND	ND	ND	ND
11	ND	1.811 \pm 0.046	ND	ND
12	ND	ND	ND	ND
13	ND	ND	ND	ND
14	1.134 \pm 0.001	ND	ND	ND
LMP	10			

SD = desviación estándar

ND = no detectable

LMP = límite máximo permisible de la NOM-127-SSA1-2021

Desde un enfoque espacial, el análisis estadístico no evidenció diferencias significativas entre los distintos puntos de muestreo, lo que indica una distribución homogénea del plomo en la red de abastecimiento. En cuanto a la variabilidad estacional, aunque se registraron fluctuaciones en las concentraciones de plomo a lo largo del año, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($P = 0.595$). Esto sugiere que los factores estacionales no ejercen una influencia sustancial sobre los niveles de plomo en el agua analizada, lo que refuerza la estabilidad de su calidad en términos de este contaminante.

El punto de muestreo que presentó la concentración más elevada fue la toma domiciliar 2 durante el periodo estival (1.846 ppb), mientras que, en la mayoría de los sitios analizados, las concentraciones se encontraron por debajo del límite de detección en diversas estaciones. Es relevante señalar que en el pozo de agua potable no se detectó la presencia de plomo, lo cual sugiere que la fuente de abastecimiento no constituye el principal contribuyente de este elemento. Sin embargo, su detección en algunas tomas domiciliarias indica que la contaminación podría estar asociada con factores posteriores a la extracción del agua, como la corrosión de tuberías y conexiones dentro de la red de distribución, o en las instalaciones internas de los domicilios (Roy & Edwards, 2019).

Estudios previos realizados en Australia han documentado que tanto las tuberías de policloruro de vinilo (PVC) (Harvey, Handley, & Taylor, 2015) como los accesorios de plomería domésticos (grifos y tuberías de conexión) pueden ser fuentes de contaminación por plomo en el agua potable. Las concentraciones detectadas varían entre 108 ppb y 1 440 ppb (Harvey, Handley, & Taylor, 2016). Estas concentraciones pueden verse influenciadas por diversos factores, incluyendo el pH, la

temperatura del agua, el tiempo de residencia en la red de distribución, el desgaste de las tuberías, y la presencia o ausencia de recubrimientos protectores (EPA, 2024). Lo anterior podría explicar la variabilidad observada en las tomas domiciliarias y subrayar la importancia de realizar una evaluación exhaustiva de la infraestructura hidráulica de la comunidad para identificar y mitigar posibles fuentes de contaminación por plomo.

Conclusiones

Este estudio presenta una evaluación crítica de la calidad del agua de Bacerac, Sonora, revelando múltiples parámetros que exceden los límites regulatorios y representan un riesgo significativo para la salud pública. Los hallazgos principales incluyen la ausencia de cloro residual libre, los niveles elevados de bacterias coliformes y dureza, las bajas concentraciones de EPT y un pH fuera del rango permisible. La variabilidad estacional influye en estos parámetros, exacerbando la problemática. Tales resultados subrayan la vulnerabilidad de los recursos hídricos locales y la necesidad urgente de intervención.

Ante este panorama, el monitoreo continuo de los recursos hídricos es fundamental para garantizar su calidad, proteger la salud pública y preservar el equilibrio ecológico. Una gestión proactiva, respaldada por datos precisos y actualizados, permitirá a las autoridades y gestores ambientales tomar decisiones fundamentadas y oportunas para asegurar la seguridad hídrica y el bienestar comunitario.

Este estudio proporciona información fundamental para el desarrollo de estrategias integrales de gestión hídrica. Se enfatiza la importancia de un enfoque multidisciplinario que combine monitoreo

sistemático, medidas correctivas y estrategias adaptativas de gestión para garantizar el acceso a agua potable segura y proteger la salud pública en Bacerac, Sonora.

Agradecimientos

Los autores expresan su reconocimiento al Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad de Sonora por su invaluable colaboración y respaldo durante la realización de este estudio. Asimismo, agradecen sinceramente a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada y al proyecto USO316009414 de la Universidad de Sonora, cuyo apoyo fue fundamental para el desarrollo de esta investigación. Además, extendemos nuestro agradecimiento a la Q.B. Ana María Pérez Villalba.

Referencias

- Adejumo, R. O., Adagunodo, T. A., Bility, H., Lukman, A. F., & Isibor, P. O. (2018). Physicochemical constituents of groundwater and its quality in crystalline bedrock, Nigeria. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, 9(8), 887-903. https://iaeme.com/Home/article_id/IJCIET_09_08_090
- Adimalla, N. (2019). Groundwater quality for drinking and irrigation purposes and potential health risks assessment: A case study from semi-arid region of South India. *Exposure and Health*, 11(2), 109-123. <https://doi.org/10.1007/s12403-018-0288-8>

- Adnani, I. E., Younsi, A., Namr, K. I., El-Achheb, A., & Irzan, E. M. (2020). Assessment of seasonal and spatial variation of groundwater quality in the coastal Sahel of Doukkala, Morocco. *Nature Environment & Pollution Technology*, 19(1), 17-28
[https://neptjournal.com/upload-images/\(2\)D-949-ap.pdf](https://neptjournal.com/upload-images/(2)D-949-ap.pdf)
- Ahmed, H. S. (2025). Inferential statistics for cardiothoracic surgeons: Part 3 - drawing valid conclusions from clinical data. *Indian Journal of Thoracic and Cardiovascular Surgery*, 41(2), 233-247.
<https://doi.org/10.1007/s12055-024-01867-7>
- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., & Bundschuh, J. (2020). Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization. *Science of the Total Environment*, 698, 134168.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>
- Anyanwu, I. N., Ezema, E. A., Sowechi, E., Nwajiuba, C. A., Nworie, O., N., & Anorue, C. O. (2021). Seasonal variation in water quality, plankton diversity and microbial load of tropical freshwater lakes in Nigeria. *African Journal of Aquatic Science*, 46(4), 414-427.
<https://doi.org/10.2989/16085914.2021.1931000>
- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(4), 345-353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Auge, M. P. (2006). *Agua subterránea, deterioro de calidad y reserva*. Argentina: Universidad de Buenos Aires.
<https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15908>

- Barragán, J. M., Cuesta, L. D., & Susa, M. R. (2021). Quantitative microbial risk assessment to estimate the public health risk from exposure to enterotoxigenic *E. coli* in drinking water in the rural area of Villapinzon, Colombia. *Microbial Risk Analysis*, 18, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2021.100173>
- Binet, S., Charlier, J.-B., Jozja, N., Défarge, C., & Moquet, J.-S. (2022). Evidence of long-term biogeochemical interactions in carbonate weathering: The role of planktonic microorganisms and riverine bivalves in a large fluviokarst system. *Science of the Total Environment*, 842, 156823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156823>
- Bivins, A. W., Sumner, T., Kumpel, E., Howard, G., Cumming, O., Ross, I., Nelson, K., & Brown, J. (2017). Estimating infection risks and the global burden of diarrheal disease attributable to intermittent water supply using QMRA. *Environmental Science & Technology*, 51(13), 7542-7551. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01014>
- Boadi, N. O., Saah, S. A., Baa-Poku, F., Mensah, E. A., & Addo, M. (2020). Safety of borehole water as an alternative drinking water source. *Scientific African*, 10, e00657. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00657>
- Boochs, P. W., Billib, M., Gutiérrez, C., & Aparicio, J. (2014). Groundwater contamination with arsenic, Región Lagunera, México. In: *One century of the discovery of arsenicosis in Latin America (1914-2014): As2014* (pp. 132-134). <https://doi.org/10.1201/b16767-50>

- Brindha, K., & Schneider, M. (2019). Chapter 13. Impact of urbanization on groundwater quality. In: Venkatramanan, S., Prasanna, M. V., & Chung, S. Y. (eds.). *GIS and geostatistical techniques for groundwater science* (pp. 179-196). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815413-7.00013-4>
- Cely-Calixto, N. J., Carrillo-Soto, G. A., & Bonilla-Granados, C. A. (2022). *Fundamentos de la contaminación de aguas subterráneas*. Bogotá, Colombia: Universidad Francisco de Paula Santander-Universidad de Pamplona. https://www.researchgate.net/publication/384868055_FUNDAMENTOS_DE_LA_CONTAMINACION_DE_AGUAS_SUBTERRANEAS
- Chen, D., Wang, Y., Lan, Z., Li, J., Xing, W., Hu, S., & Bai, Y. (2015). Biotic community shifts explain the contrasting responses of microbial and root respiration to experimental soil acidification. *Soil Biology and Biochemistry*, 90, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.009>
- Cherry, J. A., & Freeze, R. A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Kim, M., Pyo, J., Park, M.-H., Kim, Y. M., Kim, J.-W., & Kim, J. H. (2016). Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. *Journal of Hydrology*, 535, 377-385. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.084>

Conagua, Comisión Nacional del Agua (2015). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero 2631 río Bavispe, estado Sonora.*

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104326/DR_2631.pdf

Deborde, M., & von Gunten, U. (2008). Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1), 13-51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>

Dietrich, A. M., & Burlingame, G. A. (2020). A review: The challenge, consensus, and confusion of describing odors and tastes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 713, 135061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135061>

Diwan, V. (2025). The impacts of drought on the available water quality. In: *Water sustainability and hydrological extremes* (pp. 255-274). Amsterdam, Netherlands: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21499-8.00013-1>

Dupont, M. C., Martinez-Tavera, E., Rodriguez-Espinosa, P. F., Hernandez-Ramirez, A. G., & Guadarrama Guzmán, P. (2024). Sediment analysis and water quality assessment in the Pixquiác basin: Drinking water supply of Xalapa city (Veracruz, Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(8), 687. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12841-6>

- El-Alfy, M., Lashin, A., Al-Arifi, N., & Al-Bassam, A. (2015). Groundwater characteristics and pollution assessment using integrated hydrochemical investigations GIS and multivariate geostatistical techniques in arid areas. *Water Resources Management*, 29(15), 5593-5612. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1136-2>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2017). *Analytical methods approved for drinking water compliance monitoring under the long term 2 enhanced surface water treatment rule*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100TCKZ.txt>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2018). *SW-846 test method 6010D: Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES)*. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-6010d-inductively-coupled-plasma-optical-emission-spectrometry-icp-oes>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2024). *Basic information about lead in drinking water*. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water>
- Farasat, Z., Panahi, R., & Mokhtarani, B. (2017). Time course study of coagulation-flocculation process using aluminum sulfate. *Water Conservation and Management*, 1(2), 7-9. <https://doi.org/10.26480/wcm.02.2017.07.09>
- Fish, K. E., Reeves-McLaren, N., Husband, S., & Boxall, J. (2020). Uncharted waters: The unintended impacts of residual chlorine on water quality and biofilms. *npj Biofilms and Microbiomes*, 6(1), 34. <https://doi.org/10.1038/s41522-020-00144-w>

- Galdos-Balzategui, A., Carmona-de-la-Torre, J., Sánchez-Pérez, H. J., Morales-López, J. J., Torres-Dosal, A., & Gómez-Urbina, S. (2017). Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 133-153. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-10>
- Gaviria-Montoya, L., Pino-Gómez, M., & Soto-Córdoba, S. M. (2020). Risk associated with the water infrastructure in rural water suppliers in Turrialba Cartago, Costa Rica. *Sustainable Water Resources Management*, 6(4), 56. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00410-x>
- Hamoda, M. F. (2021). Water quality and its impact on health care in the Arab world. In: *Handbook of healthcare in the Arab world* (pp. 1437-1461). https://doi.org/10.1007/978-3-030-36811-1_61
- Harvey, P. J., Handley, H. K., & Taylor, M. P. (2015). Identification of the sources of metal (lead) contamination in drinking waters in north-eastern Tasmania using lead isotopic compositions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(16), 12276-12288. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4349-2>
- Harvey, P. J., Handley, H. K., & Taylor, M. P. (2016). Widespread copper and lead contamination of household drinking water, New South Wales, Australia. *Environmental Research*, 151, 275-285. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.041>

- Hernández, A. F., & Tsatsakis, A. M. (2017). Human exposure to chemical mixtures: Challenges for the integration of toxicology with epidemiology data in risk assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 103, 188-193. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.03.012>
- Huat, T. J., Camats-Perna, J., Newcombe, E. A., Valmas, N., Kitazawa, M., & Medeiros, R. (2019). Metal toxicity links to alzheimer's disease and neuroinflammation. *Journal of Molecular Biology*, 431(9), 1843-1868. <https://doi.org/10.1016/j.jmb.2019.01.018>
- Inafed, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. (2010). *Estado de Sonora* (Vol. 1). México, DF, México: Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Bacerac, Sonora clave geoestadística 26010* (Vol. 1). https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/26/26010.pdf
- Iordache, A., & Woinaroschy, A. (2020). Analysis of the efficiency of water treatment process with chlorine. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 19(8). <https://doi.org/10.30638/eemj.2020.124>
- Jan, A. T., Azam, M., Siddiqui, K., Ali, A., Choi, I., & Haq, Q. M. R. (2015). Heavy metals and human health: Mechanistic insight into toxicity and counter defense system of antioxidants. *International Journal of Molecular Sciences*, 16(12), 29592-29630. <https://doi.org/10.3390/ijms161226183>

- Johannesson, K. H., Yang, N., Trahan, A. S., Telfeyan, K., Jade-Mohajerin, T., Adebayo, S. B., Akintomide, O. A., Chevis, D. A., Datta, S., & White, C. D. (2019). Biogeochemical and reactive transport modeling of arsenic in ground waters from the Mississippi River delta plain: An analog for the As-affected aquifers of South and Southeast Asia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 264, 245-272. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.07.032>
- Jomova, K., Alomar, S. Y., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2024). Heavy metals: Toxicity and human health effects. *Archives of Toxicology*, 99, 153-209. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
- Kalt, P., Birzer, C., Evans, H., Liew, A., Padovan, M., & Watchman, M. (2014). A solar disinfection water treatment system for remote communities. *Procedia Engineering*, 78, 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.07.064>
- Karangoda, R. C., & Nanayakkara, K. G. N. (2023). Spatial analysis of groundwater hardness, electrical conductivity, pH, and underlying causes for variations in Ratnapura District, Sri Lanka. *ACS ES&T Water*, 3(6), 1584-1594. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00288>
- Khalid, S., Shahid, M., Natasha, Shah, A. H., Saeed, F., Ali, M., Qaisrani, S. A., & Dumat, C. (2020). Heavy metal contamination and exposure risk assessment via drinking groundwater in Vehari, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(32), 39852-39864. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10106-6>

- Kim, J.-J., Kim, Y.-S., & Kumar, V. (2019). Heavy metal toxicity: An update of chelating therapeutic strategies. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 54, 226-231. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.05.003>
- Lai, Q., Ma, J., Du, W., Luo, Y., Ji, D., & He, F. (2023). Analysis of the source tracing and pollution characteristics of Rainfall Runoff in adjacent new and old urban areas. *Water*, 15(17), 3018. <https://doi.org/10.3390/w15173018>
- Li, C., Liu, C., Xu, W., Han, Y., Gao, Z., Bing, Y., Li, Q., & Yu, J. (2024). Control approach and evaluation framework of scaling in drinking water distribution systems: A review. *Science of the Total Environment*, 948, 174836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174836>
- López-Porras, G., & Allard, P. (2025). Making waves: Public health risks from arsenic in Mexico's water extraction practices. *Water Research X*, 26, Article 100283. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100283>
- Luzardo, O. P., Henríquez-Hernández, L. A., Zumbado, M., & Boada, L. D. (2014). Impacto de las instalaciones ganaderas sobre la calidad y seguridad del agua subterránea. *Revista de Toxicología*, 31(1), 39-46. <https://rev.aetox.es/wp/index.php/311-6/>
- Moreira, N. A., & Bondelind, M. (2016). Safe drinking water and waterborne outbreaks. *Journal of Water and Health*, 15(1), 83-96. <https://doi.org/10.2166/wh.2016.103>

- Murphy, H., Prioleau, M., Borchardt, M., & Hynds, P. (2017). *Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948–2015*. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1543-y>
- Nabeela, F., Azizullah, A., Bibi, R., Uzma, S., Murad, W., Shakir, S. K., Ullah, W., Qasim, M., & Häder, D.-P. (2014). Microbial contamination of drinking water in Pakistan—A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(24), 13929–13942. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3348-z>
- Nibi, K. V., Devidas, A. R., Ramesh, M. V., Sathvik, D., Janvi, P., Sreeja, K. D. N. V., & Thadathil, S. P. (2023). Impact analysis of contamination and sensor placement in water distribution network in Kochi, India. In: *2023 IEEE International Conference on Service Operations and Logistics, and Informatics (SOLI)*. <https://doi.org/10.1109/SOLI60636.2023.10425140>
- Nyakundi, R., Nyadawa, M., & Mwangi, J. (2022). Effect of recharge and abstraction on groundwater levels. *Civil Engineering Journal*, 8(5), 910–925. <https://doi.org/10.28991/CEJ-2022-08-05-05>
- Onyutha, C., & Kwio-Tamale, J. C. (2022). Modelling chlorine residuals in drinking water: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(11), 11613–11630. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-03924-3>

- Paulus, P. T., Kgabi, N. A., & Mukendwa, H. (2024). Using geochemical assessments for basin-wide monitoring of groundwater quality and quantity: Case of Omaruru–Swakop Basin. In: Suriyanarayanan, S., Shivaraju, H. P., & Jenkins, D. (eds.). *Water management in developing countries and sustainable development* (pp. 397-421). https://doi.org/10.1007/978-981-99-8639-2_20
- Phiri, D. B., Bavumiragira, J. P., & Yin, H. (2023). Efficacy of solar water disinfection treatment system in improving rural and peri-urban household drinking water quality and reducing waterborne diarrhoeal diseases. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 72(7), 1288-1308. <https://doi.org/10.2166/aqua.2023.086>
- Pulido, H. G., De-la-Vara-Salazar, R., González, P. G., Martínez, C. T., & Pérez, M. D. C. T. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Real-Water. (2022). *Technological innovations for rural water supply in low-resource settings*. https://www.globalwaters.org/sites/default/files/4dec_technological_innovations.pdf
- Rehman, K., Fatima, F., Waheed, I., & Akash, M. S. H. (2018). Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *Journal of Cellular Biochemistry*, 119(1), 157-184. <https://doi.org/10.1002/jcb.26234>
- Rodríguez, H. D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21, 3372-3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012&nrm=iso

- Romero-Mujalli, G., Hartmann, J., Börker, J., Gaillardet, J., & Calmels, D. (2019). Ecosystem controlled soil-rock pCO₂ and carbonate weathering – Constraints by temperature and soil water content. *Chemical Geology*, 527, 118634. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.030>
- Rosborg, I., Soni, V., & Kozisek, F. (2015). Potentially toxic elements in drinking water in alphabetic order. In: Rosborg, I. (ed.). *Drinking Water minerals and mineral balance: Importance, health significance, safety precautions* (pp. 79-101). https://doi.org/10.1007/978-3-319-09593-6_5
- Roy, S., & Edwards, M. A. (2019). Preventing another lead (Pb) in drinking water crisis: Lessons from the Washington D.C. and Flint MI contamination events. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7, 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.10.002>
- Rubenowitz-Lundin, E., & Hiscock, K. M. (2013). Water hardness and health effects. In: Selinus, O. (ed.). *Essentials of medical geology: Revised edition* (pp. 337-350). https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5_14
- Sakomoto, T., Lutaaya, M., & Abraham, E. (2020). Managing water quality in intermittent supply systems: The case of Mukono Town, Uganda. *Water (Switzerland)*, 12(3), Article 806. <https://doi.org/10.3390/w12030806>
- Sánchez, C. C. (2018). Enfermedades infecciosas relacionadas con el agua en el Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 35, 309-316. <https://doi.org/10.17843/rpmesp.2018.352.3761>

Secretaría de Economía. (2015). *NMX-AA-115-SCFI-2015, análisis de agua - Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos.*

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166150/nmx-aa-115-scfi-2015.pdf>

Secretaría de Economía. (2016). *NMX-AA-051-SCFI-2016, análisis de agua.-medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas, método de prueba.*

<http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-051-scfi-2016.pdf>

Secretaría de Salud. (1994). *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.*

<https://www.comapareynosa.gob.mx/resources/other/reglamentos/NOM-014-SSA1-1993.pdf>

Secretaría de Salud. (2021). *NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad de agua.*

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5650705

Seymour, I., O'Sullivan, B., Lovera, P., Rohan, J. F., & O'Riordan, A. (2020). Electrochemical detection of free-chlorine in Water samples facilitated by in-situ pH control using interdigitated microelectrodes. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 325, 128774.

<https://doi.org/10.1016/j.snb.2020.128774>

- Sharma, S., Nagpal, A. K., & Kaur, I. (2019). Appraisal of heavy metal contents in groundwater and associated health hazards posed to human population of Ropar wetland, Punjab, India and its environs. *Chemosphere*, 227, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.009>
- Shoqeir, J. (2019). Assessment of vulnerability and risk mapping at Marsaba-Feshcha catchment. In: Chaminé, H., Barbieri, M., Kisi, O., Chen, M., & Merkel, B. (eds.). *Advances in sustainable and environmental hydrology, hydrogeology, hydrochemistry and water resources. CAJG 2018. Advances in science, technology & innovation*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-01572-5_65
- Shridhar, K., Aggarwal, A., & Mani, S. K. (2024). Public health approaches for prevention and control of water-related diseases (SDG 3). In: *Water matters: Achieving the sustainable development goals* (pp. 159-170). <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15537-6.00013-6>
- Sinsinwar, R. S., & Verma, M. (2023). Analysis of pH value of water for treatment plant of Kekri and Surajpura (Rajasthan) India. *Evergreen*, 10(1), 324-328. <https://doi.org/10.5109/6781087>
- Skoog, D. A., West, D. M., & Holler, J. (2015). *Fundamentos de química analítica* (9ª ed.). México, DF, México: Cengage Learning Editores.
- Tanzeel, K., Muhammad, A. M., Gohram, M., & Rabia, A. (2022). Comparative analysis of bacterial contamination in tap and groundwater: A case study on water quality of Quetta City, an arid zone in Pakistan. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 10(2), 153-165. <https://doi.org/10.19637/j.cnki.2305-7068.2022.02.005>

- Tilak, A., & Arivazhahan, A. (2022). Non-parametric Tests. In: Lakshmanan, M., Shewade, D. G., & Raj, G. M. (eds.). *Introduction to basics of pharmacology and toxicology (Vol. 3): Experimental Pharmacology: Research Methodology and Biostatistics* (pp. 889-896). https://doi.org/10.1007/978-981-19-5343-9_62
- United Nations. (2023). *SDG 6 snapshot in Mexico*. <https://www.sdg6data.org/en/country-or-area/Mexico>
- Viñas, V., Malm, A., & Pettersson, T. J. R. (2019). Overview of microbial risks in water distribution networks and their health consequences: Quantification, modelling, trends, and future implications. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 46(3), 149-159. <https://doi.org/10.1139/cjce-2018-0216>
- Viñas, V., Sokolova, E., Malm, A., Bergstedt, O., & Pettersson, T. J. R. (2022). Cross-connections in drinking water distribution networks: Quantitative microbial risk assessment in combination with fault tree analysis and hydraulic modelling. *Science of the Total Environment*, 831, 154874. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154874>
- Voisin, J., Cournoyer, B., Vienney, A., & Mermillod-Blondin, F. (2018). Aquifer recharge with storm water runoff in urban areas: Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. *Science of the Total Environment*, 637-638, 1496-1507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.094>

- Walsh, J. F., Hunt, R. J., Anderson, A. C., Owens, D. W., & Rice, N. (2024). Temporally dense monitoring of pathogen occurrence at four drinking-water well sites – Insights and Implications. *Water Research*, 259, 121809. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121809>
- Wang, A., Duncan, S. E., & Dietrich, A. M. (2016). Effect of iron on taste perception and emotional response of sweetened beverage under different water conditions. *Food Quality and Preference*, 54, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2016.06.016>
- Wang, Z., Luo, P., Zha, X., Xu, C., Kang, S., Zhou, M., Nover, D., & Wang, Y. (2022). Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production*, 379, 134043. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134043>
- Wasana, H. M. S., Perera, G. D. R. K., Gunawardena, P. D. S., Fernando, P. S., & Bandara, J. (2017). WHO water quality standards vs. synergic effect(s) of fluoride, heavy metals and hardness in drinking water on kidney tissues. *Scientific Reports*, 7, 42516. <https://doi.org/10.1038/srep42516>
- WHO, World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
- Wiebe, A. J., Rudolph, D. L., Pasha, E., Brook, J. M., Christie, M., & Menkveld, P. G. (2021). Impacts of event-based recharge on the vulnerability of public supply wells. *Sustainability*, 13(14), 7695. <https://doi.org/10.3390/su13147695>

- Wilson, R. E., Stoianov, I., & O'Hare, D. (2019). Continuous chlorine detection in drinking water and a review of new detection methods. *Johnson Matthey Technology Review*, 63(2), 103-118. <https://doi.org/10.1595/205651318X15367593796080>
- Wyczółkowski, R., Piechowski, M., Gładysiak, V., & Jasiulewicz-Kaczmarek, M. (2019). The concept of intelligent chlorine dosing system in water supply distribution networks. In: Burduk, A., Chlebus, E., Nowakowski, T., Tubis, A. (eds). *Intelligent systems in production engineering and maintenance. ISPEM 2018. Advances in intelligent systems and computing* (Vol. 835). https://doi.org/10.1007/978-3-319-97490-3_34
- Xianwei, S., Sidan, L., Kun, S., Yang, G., & Xuefa, W. (2021). Flux and source of dissolved inorganic carbon in a headwater stream in a subtropical plantation catchment. *Journal of Hydrology*, 600, 126511. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126511>
- Yousefi, M., Najafi-Saleh, H., Yaseri, M., Jalilzadeh, M., & Mohammadi, A. A. (2019). Association of consumption of excess hard water, body mass index and waist circumference with risk of hypertension in individuals living in hard and soft water areas. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(3), 1213-1221. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0206-9>
- Zarić, G., Cocoli, S., Šarčević, D., Vještica, S., Prodanović, R., Puvača, N., & Carić, M. (2023). *Escherichia coli* as microbiological quality water indicator: A high importance for human and animal health: microbiological water quality. *Journal of the Hellenic Veterinary Medical Society*, 74(3), 6117-6124. <https://doi.org/10.12681/jhvms.30878>

- Zhang, S., Tian, Y., Guo, Y., Shan, J., & Liu, R. (2021). Manganese release from corrosion products of cast iron pipes in drinking water distribution systems: Effect of water temperature, pH, alkalinity, SO₄²⁻ concentration and disinfectants. *Chemosphere*, 262, 127904. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127904>
- Zheng, M., He, C., & He, Q. (2015). Fate of free chlorine in drinking water during distribution in premise plumbing. *Ecotoxicology*, 24(10), 2151-2155. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1544-3>