



Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento

Año 13, Número 27, Artículo 14: 1-19. Enero - Diciembre 2025
e-ISSN: 2007-8064



Concentración total y geodisponible de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos del río Españita, San Luis Potosí

Total and geoavailable concentration of potentially toxic elements in sediments of the Españita river, San Luis Potosi

DOI: 10.22201/enesl.20078064e.2025.27.91674
e25.91674

Germán Martínez Alva¹ ✉
<https://orcid.org/0000-0002-0721-3725>
Luz Selene Velázquez Bermúdez²
<https://orcid.org/0009-0008-3311-1221>

Fecha de recepción: 28 de mayo de 2025.
Fecha de aceptación: 13 de octubre de 2025.
Fecha de publicación: 6 de noviembre de 2025.

✉ Autor de correspondencia
german_germar@yahoo.com.mx

¹ Colegio de San Luis A. C.
² Facultad de Ciencias, UNAM

Se autoriza la reproducción total o parcial de los textos aquí publicados siempre y cuando se cite la fuente completa y la dirección electrónica de la publicación.
CC-BY-NC-ND





Lista de contenidos disponible en
[Entreciencias Diálogos en la Sociedad del Conocimiento](#)



Concentración total y geodisponible de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos del río Española, San Luis Potosí

Total and geoavailable concentration of potentially toxic elements in sediments of the Española river, San Luis Potosi

Germán Martínez Alva¹ , Luz Selene Velázquez Bermúdez² 

¹ Colegio de San Luis A. C., ² Facultad de Ciencias, UNAM

✉ Autor de correspondencia: german_germar@yahoo.com.mx

PALABRAS CLAVE

*Actividad industrial
Agua
Metales pesados
Salud humana
Sedimentos*

RESUMEN

Propósito: determinar las concentraciones totales y geodisponibles de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) en los sedimentos del río Española durante la época de lluvias, con el fin de aportar nuevos datos regionales que contribuyan a la identificación de posibles riesgos ambientales y sanitarios para la biota y la población humana.

Diseño metodológico: se emplea un enfoque cuantitativo y un diseño observacional, realizando un muestreo de sedimentos con base en la NMX-AA-112-SCFI-2017. Las muestras se analizaron mediante Espectroscopía de Emisión Atómica con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), una técnica altamente sensible para la detección de metales en diversas matrices y en cantidades traza. Los resultados se comparan con valores de referencia nacional e internacional.

Resultados: en los sectores bajos del río Española, las concentraciones totales de plomo, cadmio y arsénico superan los valores guía, lo que indica un riesgo inminente para la salud del ecosistema y la población local.

Limitaciones de la investigación: este estudio se limitó a la evaluación de sedimentos y no incluyó el análisis de agua, biota o el efecto en la salud de las personas. La temporalidad de la toma de muestras podría no reflejar variaciones estacionales en la concentración de contaminantes.

Hallazgos: se evidencia la urgente necesidad de monitoreo y remediación en el río Española, ya que la contaminación por Elementos Potencialmente Tóxicos implica un incumplimiento del derecho humano a un ambiente sano. El estudio aporta datos clave para actualizar normativas y sugiere investigar fuentes de contaminación, efectos en la biota y estrategias de prevención y mitigación.

ABSTRACT

KEYWORDS

*Industrial activity
Water
Heavy metals
Human health
Sediments*

Purpose: Determine the total and geodisponible concentrations of Potentially Toxic Elements (PTE) in the sediments of the Española river during the rainy season, in order to provide new regional data that contribute to the identification of possible environmental and health risks for biota and the human population.

Methodological design: A quantitative approach and observational design are employed to perform sediment sampling based on NMX-AA-112-SCFI-2017. The samples were analyzed using Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES), a highly sensitive technique for the detection of metals in various matrices and in trace amounts. The results were compared with national and international reference values.

Results: In the lower reaches of the Española river, the total concentration of lead, cadmium, and arsenic exceeds guideline values, indicating an imminent risk to the health of the ecosystem and the local population.

Research limitations: This study was limited to sediment assessment and excluded analysis of water, biota, or effects on human health. The timing of sampling may not reflect seasonal variations in contaminant concentrations.

Findings: The urgent need for monitoring and remediation in the Española river is evident, since contamination by Potentially Toxic Elements implies a breach of the human right to a healthy environment. This study provides key data for updating regulations and suggests investigating sources of contamination, effects on biota, and prevention and mitigation strategies.

Recibido: 28 de mayo de 2025
Aceptado: 13 de octubre de 2025
Publicado: 6 de noviembre de 2025

INTRODUCCIÓN

Los ríos son ecosistemas esenciales que otorgan servicios ambientales fundamentales para el mantenimiento de todos los seres vivos ([Han et al., 2025](#)). Sin embargo, especialmente en el último siglo, estos cuerpos de agua se han impactado negativamente de forma severa, debido a diversas actividades antropogénicas no reguladas ([Su et al., 2020](#)). Este deterioro se debe a la incorporación de contaminantes emergentes ([Carrere et al., 2021](#)), compuestos derivados del petróleo ([Hettithanthri et al., 2024](#)) y metales pesados como el cadmio (*Cd*), cromo (*Cr*), cobalto (*Co*), cobre (*Cu*), hierro (*Fe*), manganeso (*Mn*), níquel (*Ni*), plomo (*Pb*), zinc (*Zn*) y aluminio (*Al*) u otros Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT), concepto que incluye metaloides como el arsénico ([González-Chávez, Carrillo-González, y Sánchez-López, 2017](#)). Dichos EPT se caracterizan por su toxicidad, persistencia en el ambiente y capacidad de bioacumulación, situación que representa un riesgo para el ambiente y la salud humana ([Yaneva, Zhiyanski y Dodev, 2022](#); [Szara-Bak et al., 2021](#)).

Los EPT provienen de actividades antropogénicas como la minería (extracción intensiva), agricultura semi-intensiva e intensiva (uso de fertilizantes y plaguicidas manufacturados con metales pesados), la actividad industrial (quema de combustibles fósiles en plantas de calefacción, centrales térmicas, incineradoras de residuos, y procesos químicos diversos), el transporte (combustión de gasolina y diésel), actividades cotidianas como uso de aerosoles y la descarga de aguas residuales domésticas e industriales, entre otras ([Gopal et al., 2023](#); [Kang et al., 2024](#); [Khan et al., 2025](#); [Kumar et al., 2022](#)).

La depositación y sedimentación de EPT en los cuerpos de agua, forman un macro complejo con los sedimentos propios del río. Estos sedimentos pueden comportarse como sumideros de moléculas tóxicas, razón por la cual, los sedimentos fluviales son considerados materia reveladora de contaminantes ([Basti et al., 2024](#); [Li et al., 2023](#)). No obstante, bajo ciertas condiciones naturales o antrópicas, los sedimentos pueden liberar EPT al agua, iniciando un proceso de toxicidad y facilitando su ingreso a la red trófica ([Marín-Leal, Rojas-Romero y Polo-Vallejo, 2022](#)).

En este contexto, el río España en San Luis Potosí, es un ejemplo de cómo el crecimiento urbano, minero e industrial ha transformado un recurso hídrico históricamente vital en un foco de contaminación por metales pesados y otros contaminantes producto de descargas urbanas e industriales que afectan gravemente su calidad ambiental ([López-Álvarez et al., 2013](#); [López-Mares et al., 2019](#); [Santacruz, 2008](#)). Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar las concentraciones totales y geodisponibles de EPT en los sedimentos del río España en la temporada de lluvias, utilizando Espectroscopía de Emisión Atómica con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES) y convalidarlo con los valores de referencia nacional e internacional, con el propósito de diseñar, implementar y evaluar riesgos ecotoxicológicos y sanitarios. La hipótesis central postula que las descargas urbanas e industriales han provocado una acumulación de EPT que supera los límites permisibles nacionales e internacionales, lo que implica un riesgo significativo para el ecosistema y las comunidades locales.

REVISIÓN DE LA LITERATURA

Los sedimentos son un indicador clave de la contaminación antropogénica en los cuerpos de agua, debido a su capacidad para capturar y retener los contaminantes con la formación de complejos macromoleculares. Se ha demostrado que el análisis de los sedimentos en los cuerpos de agua es contundentemente revelador de la contaminación por EPT y evidencia el riesgo potencial para la salud pública y la de los ecosistemas, especialmente los acuáticos ([Liu et al., 2021](#); [Osorio-Sánchez, Zafra-Mejía y Suárez-López, 2024](#)).

En un estudio realizado en sedimentos del río Lee (Reino Unido), se determinaron concentraciones elevadas de *Cd*, *Cu*, *Pb*, *Hg*, *Ni*, *Sn* y *Zn*, las cuales superaron los límites permisibles que comprometen la vida acuática y de todos los seres que dependen de este recurso ([Lundy et al., 2017](#)).

El problema ecotoxicológico revelado en el río Lee es consistente con el del río Ganges (India), en el cual

se identificaron sedimentos cargados con EPT tales como *Cd*, *Pb*, *Ni*, *Cu* y *Cr*, que excedieron los estándares de la Organización Mundial de la Salud (OMS). La concentración mayor de EPT se encontró en los sedimentos próximos a la ciudad de Varanasi, que se distingue por su aglomeración poblacional alta, lo que provoca la generación excesiva de aguas residuales negras o servidas contaminadas con desechos humanos (heces y orina), residuos orgánicos diversos, químicos y microorganismos patógenos (Pandey y Singh, 2017).

En los ríos Majiagou y Yunliang (China) se determinaron concentraciones altas de *Cd* en sus sedimentos profundos, provenientes de la industria, el transporte y la quema de carbón, principalmente (Cui et al., 2019); una situación consistente con la problemática identificada en los sedimentos del río Xihe, en el que se determinaron concentraciones medias de *As*, *Cd*, *Cu*, *Hg* y *Zn* significativamente superiores a sus valores de fondo, contaminantes que provienen de las descargas de aguas servidas provenientes de la zona urbana de la ciudad de Shenyang, China (Liu et al., 2021).

Un estudio realizado en 47 ríos, en Polonia, Eslovaquia, República Checa y Alemania reveló concentraciones altas de *Cr*, *Cu*, *Ni*, *Pb* y *Zn* que representan un riesgo potencial para la vida acuática. En este caso, el aporte de *Cu* se asocia con la contaminación urbana, el de *Zn*, con la agrícola y el de *Ni* y *Cr* con la industrial (Sojka y Jaskula, 2022). En los sedimentos del río Neretva (Croacia), se determinaron concentraciones elevadas de *As*, *Cd*, y *Mo*, las cuales superaron los niveles de referencia de la corteza terrestre (Jakovljević et al., 2025).

En México, diversos ríos presentan distintos grados de contaminación por EPT. Un ejemplo es el río Atoyac que atraviesa Tlaxcala y Puebla, y recibe descargas de aguas servidas de la industria y las zonas urbanas aledañas. A pesar de que la mayoría de los metales no exceden los niveles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 que regula los límites de contaminantes en aguas residuales (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2022), las concentraciones de *Hg* y *Cr* superan los criterios ecológicos de calidad del agua (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología [Sedue], 1989), además se ha detectado la presencia de otros metales sin regulación vigente lo que agrava la problemática (Sandoval et al., 2009; González, 2024). De manera similar, los sedimen-

tos del río Tula, en Hidalgo, contienen concentraciones elevadas de contaminantes orgánicos y metales pesados como *Cd*, *Pb*, *Cr*, *Al* y el metaloide *As*, que superan los límites permisibles (Alcántara-Concepción, González-Tenorio y García-Nieto, 2024). El río Santiago, en Jalisco, presenta un problema ambiental y de salud pública persistente debido a concentraciones altas de *Pb*, *Zn*, *Hg* y *As* en sus sedimentos (Montes et al., 2021).

Los estados de Zacatecas, Guerrero, Sonora y San Luis Potosí, están particularmente afectados por la contaminación de agua y suelo debido a las actividades industriales y mineras (Covarrubias y Peña, 2017; Londoño-Franco, Londoño-Muñoz y Muñoz-García, 2016), situación que demanda atención prioritaria porque la concentración de EPT representa un riesgo inminente para el ambiente y la salud de las personas (Llanos-Zevallos et al., 2024; Tovar, Losada y García, 2015).

En el caso particular de San Luis Potosí, la metalurgia, la minería y la industria han impulsado el desarrollo económico del estado, pero también han impactado negativamente los recursos naturales regionales, especialmente el suelo y el agua (Comisión Nacional del Agua [Conagua], 2024; Comité Técnico de Agua Subterránea del Acuífero del Valle de San Luis Potosí [COTAS], 2005). En esta región del país, se ha identificado una contaminación severa del acuífero somero por descargas urbanas e industriales, y del acuífero profundo por la concentración de fluoruro y otros EPT como *Pb*, *Cd* y *As*, exacerbada por actividades como la minería (Conagua, 2024; COTAS, 2005; Carrillo, Cardona y Edmunds, 2002).

Los efectos adversos de los EPT como el *Pb*, *Cd*, *As* y *Zn* en la salud humana están documentados con suficiencia. Se ha identificado que aún a concentraciones bajas, pueden provocar enfermedades gastrointestinales, genitourinarias, tegumentarias, cardiovasculares (miocarditis, diabetes e hipertensión), musculoesqueléticas, reproductivas y del desarrollo, neurológicas, cáncer y la muerte (Alzain, 2023; Balali-Mood et al., 2021; WHO et al., 2024).

El *Pb* puede originar encefalopatías, anemia, ataxia, hipertensión, edema cerebral, deterioro cognitivo, trastornos del comportamiento, afecciones reproductivas (infertilidad, aborto espontáneo o parto prematuro), así como enfermedades gastrointestinales, renales y hepáticas, entre otros efectos adversos (Avalos-Ramírez, 2023; Kumar et al., 2024; Mandal, Mandal y Chakraborty,

ty, 2023; Grant, 2020; Robles, 2024). Se ha determinado en gestantes que una concentración de 3,5 µg/dL puede provocar aborto espontáneo o parto prematuro, y es suficiente para afectar el desarrollo del sistema nervioso central y periférico del feto, lo que puede provocar convulsiones, coma e incluso la muerte tanto de la madre como del producto. Los niños que sobreviven a la intoxicación por *Pb* pueden sufrir secuelas permanentes, como discapacidad intelectual, trastornos del comportamiento, anemia, hipertensión, insuficiencia renal, inmunotoxicidad y toxicidad en los órganos reproductores (OMS, 2024).

El *Cd* es considerado como uno de los EPT más perjudiciales para los seres vivos (ATSDR, por sus siglas en inglés, 2012; De la Torre-Munilla et al., 2021), especialmente está relacionado con enfermedades pulmonares (edema, bronquitis crónica, disnea, cáncer), renal (proteinuria, glucosuria, aminoaciduria, aumento de la excreción y fósforo en la orina y aumento de creatinina, cáncer), cardiovasculares (anemia, hipertensión, aterosclerosis y deterioro de la función cardíaca, y accidente cerebrovascular isquémico), óseas (desmineralización ósea, osteomalacia, osteoporosis, reducción de la eficiencia del metabolismo de la vitamina D y de la absorción del calcio), reproductivas (teratogénico, aberraciones espermáticas, disfunción prostática y cáncer gonadal), nerviosas (enfermedades neurodegenerativas, deterioro cognitivo, conductual y de memoria), cáncer hepático-gastrointestinal y muerte (D. García et al., 2012; OMS, 2019; Pabón et al., 2020; Yang et al., 2025). Según Arriaga et al., (2024), no existe tratamiento efectivo para contrarrestar los efectos nocivos de la exposición a este metal.

El *As* es un metaloide recurrente en agua, sedimentos y suelo (Bundschuh et al., 2020), particularmente cuando forma compuestos trivalentes de arsénico (*As* III). Una concentración superior a 10 µg/L representa un riesgo para la salud de las personas, especialmente porque está relacionado con la promoción y desarrollo de cáncer (OMS, 2011). Los efectos agudos incluyen vómito, dolor abdominal y diarrea, entumecimiento y hormigueo en las extremidades y calambres musculares (Khan et al., 2020). La exposición prolongada al *As* afecta especialmente la piel (cambios de pigmentación, lesiones cutáneas e hiperqueratosis palmar y plantar) y provoca cáncer de piel, vejiga y pulmón (Mairaj et al., 2023), afecciones relacionadas con el desarrollo embrio-

nario-fetal y *diabetes mellitus* tipo 2 (Guo et al., 2022), enfermedades gastrointestinales, cardiovasculares, hematopoyéticas, reproductivas (aborto espontáneo y partos prematuros), insuficiencia renal y hepática, y daño neurológico severo que se traduce en efectos negativos a nivel cognitivo, inteligencia y memoria (Handa et al., 2022; Khan, et al., 2020; Mairaj et al., 2023).

En el caso del *Zn*, un oligoelemento esencial, es fundamental para el mantenimiento de la vida; no obstante, la exposición a concentraciones altas de este metal puede afectar los sistemas respiratorio, inmunológico, renal, hepático, gastrointestinal, hematológico, cardiovascular y neurológico en los seres humanos (Cantoral et al., 2015; Katayama et al., 2018; Rosas-Romero y Covarrubias-Gómez, 2020).

En México, dichos EPT se han detectado en el acuífero somero del valle de San Luis Potosí y en el río España (Conagua, 2024; García et al., 2024; Martínez y Santacruz de León, 2016), situación que ha impactado negativamente a los seres vivos y a las poblaciones humanas que habitan en los alrededores de dicho cuerpo de agua (López-Mares et al., 2019).

La comparación de las concentraciones de los EPT con valores de referencia nacionales e internacionales, ha permitido establecer inferencias sobre riesgos ambientales (Custodio et al., 2024; Fuentes-Hernández, Sanguinetti-Gamboa y Rojas, 2019; Jonjev et al., 2024; Sojka y Jaskuła, 2022; Tixier et al., 2023; Wang et al., 2019; Wu et al., 2018); así como diseñar estrategias de conservación y manejo sustentable (Almanza et al., 2020; Hansen, García, y de França, 2022; Martín del Campo et al., 2014).

La determinación de la concentración total y la geodisponible de EPT (*Pb*, *As*, *Cd*, *Zn* y *Cu*) en los sedimentos del río España puede permitir inferir el riesgo de bioacumulación y biomagnificación (Saidon et al., 2024; Shetty, Jagadeesha, y Salmataj, 2025). Este análisis puede servir como fundamento para el desarrollo de políticas públicas y observancia de regulaciones jurídicas relacionadas con el derecho humano a un ambiente sano, reconocido tanto en las normativas internacionales como en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (Vivas, 2020).

DISEÑO METODOLÓGICO

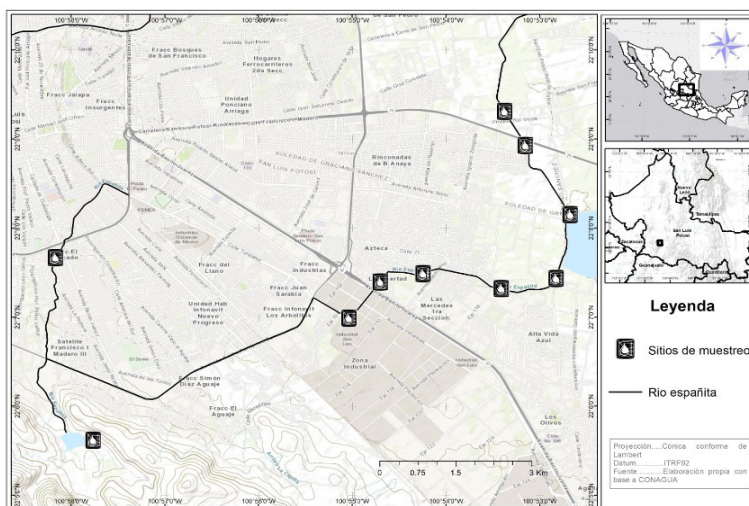
Descripción de la zona de estudio

La ciudad de San Luis Potosí está ubicada en el valle de San Luis Potosí, en el estado de San Luis Potosí, México, entre los paralelos 22° y 22° 30' de latitud Norte y los meridianos 100° 40' y 101° 10' de longitud Oeste. La ciudad está limitada al Oriente por la Sierra de

Álvarez y al Occidente por la Sierra de San Miguelito (Martínez y Santacruz, 2016; Conagua, 2024).

La zona se caracteriza por el predominio de rocas clásticas de origen aluvial con reolitas sedimentarias asociadas a conglomerados, situación que define a

Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo de sedimentos en la Presa Cañada del Lobo y el río España, San Luis Potosí, México



Fuente: elaboración propia con base en información de Conagua (2011).

Tabla 1. Altitud y localización de los puntos de muestreo de sedimentos en la Presa Cañada del Lobo y el río España en San Luis Potosí, México

Lugar/Sector	Código	Altitud (msnm)	Latitud N	Longitud O
Presa Cañada del Lobo	PCL	1982	22° 05' 36''	100° 57' 54''
Colector Tangamanga España	CTE	1965	22° 09' 13''	100° 58' 41''
Colector Eje Sano España	CESE	1932	22° 09' 06''	100° 58' 11''
Colector Carretera 57 España	CCE	1911	22° 08' 52''	100° 58' 02''
Colector Avenida Fénix España	CAFE	1895	22° 08' 39''	100° 58' 01''
Colector Descarga España	CDE	1865	22° 07' 64''	100° 57' 45''
Colector Planta Tratamiento España	CPTE	1851	22° 07' 31''	100° 57' 29''
Colector Bajo Industrial España	CBIE	1723	22° 07' 17''	100° 57' 11''
Colector Canal Rioverde España	CCRE	1629	22° 06' 59''	100° 56' 48''
Colector Bajo Canal Rioverde España	CBCRE	1625	22° 06' 18''	100° 56' 42''

Fuente: elaboración propia con base en los datos del muestreo

los suelos como aluviales ([Conagua, 2011](#); [Estrada, 2013](#)). El clima es templado con verano cálido semiárido. La precipitación media anual es de 402.6 mm y la temperatura media anual de 17.5 °C. La evaporación potencial media anual es de 2 038.7 mm ([Conagua, 2011](#)).

El área metropolitana de San Luis Potosí está compuesta por seis municipios: San Luis Potosí, Soledad de Graciano Sánchez, Mexquitic de Carmona, Villa de Reyes, Cerro de San Pedro y Zaragoza, e integrada en un polígono central que incluye dos ayuntamientos y espacios fragmentados ([Alva-Fuentes y Martínez-Torres, 2018](#)). La población del área metropolitana de San Luis Potosí es de 1 243 980 habitantes, con base en el Instituto Nacional de Estadística y Geografía ([Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano \[Sedatu\], 2023](#)).

En la cuenca de San Luis Potosí se identifican dos acuíferos, uno somero y otro profundo; dentro de la zona urbana se encuentran tres corrientes superficiales intermitentes, los ríos Santiago, Paisanos y Española, los cuales se recargan con aguas municipales cauce arriba y aguas industriales cauce abajo ([López-Mares et al., 2019](#); [Instituto Nacional de Estadística y Geografía \[Inegi\], 2002](#)).

Muestreo de sedimentos

Los puntos de muestreo se ubicaron con un geoposicionador conforme al sistema del Inegi de México, en coordenadas UTM-WGS84 (tabla 1), con base en la Norma Mexicana de Análisis de Agua y Sedimentos ([Secretaría de Comercio y Fomento Industria \[Secofi\], 2017](#)).

El primer punto de muestreo de sedimento se estableció en la “Presa Cañada del Lobo” (PCL), una zona ubicada a 1 982 msnm en la que no se observaron descargas domésticas o industriales. La PCL se localiza en la Sierra de San Miguelito entre los paralelos 22° 05′ 36″ y 22° 06′ 52″ latitud Norte y los meridianos 100° 57′ 54″ y 100° 59′ 71″ longitud Oeste. Los nueve puntos restantes del muestreo se localizaron a lo largo del cauce natural y del modificado del río Española, abarcando tanto la zona urbana (con escasa influencia industrial), como la zona industrial de San Luis Potosí (figura 1). Los puntos de muestreo se seleccionaron con base en la identificación de los 10 hilos de descarga de aguas residuales existentes sobre el cuerpo de agua principal (río

Española: aproximadamente 9 300 m de longitud). Las muestras consideradas representan cada uno de los hilos de descarga existentes en el río Española y representan la situación puntual de cada sitio.

En la temporada de lluvias de junio de 2024, se establecieron los puntos de muestreo a 3 m del borde del río. En cada sitio se obtuvo una muestra puntual (400-500 g) de sedimento superficial de fondo (0 a 25 cm de profundidad) con una draga tipo ponar de acero inoxidable previamente lavada con agua desionizada para evitar la contaminación cruzada. Las muestras se embalaron en frascos de polietileno de alta densidad, estériles y herméticos, que se etiquetaron y se almacenaron a 4 ± 2 °C para su transporte. Posteriormente, se analizaron dentro de las primeras 72 h en el laboratorio.

Tratamiento de las muestras

En el Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos de la Universidad Nacional Autónoma de México, las 10 muestras de sedimentos recolectadas se colocaron individualmente en platos de polietileno y se secaron en una estufa a 50 °C durante 48 h. Posteriormente, cada muestra se disgregó con un mortero-pistilo de porcelana previamente lavado con agua desionizada, y se homogenizó con una espátula de acero inoxidable estéril. Cada muestra (400-500 g), se fragmentó en cuatro partes iguales, una de estas porciones se tomó como representativa para los análisis de EPT, y las tres cuartas partes restantes se quedaron como retenido original. Así se atendió el método de cuarteo establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2002 ([Semarnat, 2003](#)). Se molieron 5 g de cada porción en un molino ultrafino con bolas de óxido de zirconio. El material resultante, se tamizó para obtener una fracción de partículas con un tamaño de grano inferior a 63 µm ([Förstner, 1998/2012](#)).

La digestión ácida de la muestra para la extracción de los elementos totales se realizó con base en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los niveles máximos tolerables de ciertos metales y metaloides en suelos contaminados ([Semarnat y Secretaría de Salud \[SSA\], 2007](#)). Para asegurar la precisión del análisis se prepararon blancos y blancos adicionados, ambos por triplicado. A cada blanco adicionado se le añadieron 0.5 mL de una disolución estándar de 100 ppm de Ag,

Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Tl, V y Zn. A cada muestra se le adicionaron 10 mL de HNO_3 concentrado antes de ser analizadas en el espectrómetro (ICP-OES, Plasma-Quant® PQ 9000). Para la preparación de los patrones utilizados en las curvas de calibración se emplearon estándares certificados de 1000 mg/L marca CertiPur. Las longitudes de onda empleadas fueron: Pb (II) 182.2 nm, Cd (I) 284.11 nm, As (I) 188.6 nm, Zn (I) 213.11 nm y Cu (I) 224.14 nm (I: línea atómica, II: línea iónica). Para la extracción del elemento geodisponible, las muestras se dejaron a saturación durante 24 h con agua desionizada, posteriormente, se filtraron y aforaron a 25 mL, y se tomó una alícuota de esta disolución para su análisis espectroscópico. Los valores de las muestras duplicadas indicaron que la repetibilidad varió entre 3 y 9 %.

Adicionalmente, se determinaron seis parámetros fisicoquímicos. El pH fue medido con un potenciómetro marca Hach® (SECOFI, 2017) y el contenido de Carbono Orgánico Total (COT) con un analizador elemental OI Analytical®. La temperatura, Conductividad Eléctrica (CE), los Sólidos Disueltos Totales (SDT) y el Potencial de Óxido-Reducción (POR) se determinaron *in situ* con un medidor HORIBA LAQUAtwin®.

Análisis estadístico

Se aplicó un Análisis de Varianza (ANDEVA) de un factor (sitio de muestreo) para comparar los valores de concentraciones medias de EPT de los sedimentos entre los 10 sitios muestreados. Las comparaciones entre sitios se realizaron con la prueba t de Student.

La comparación de las concentraciones de EPT con los valores del Nivel de Bajo Efecto (NBE) y del Nivel de Efecto Severo (NES) descritos en las normas para la protección y el manejo de sedimentos acuáticos de Ontario, Canadá (Persaud, Jaagumagi y Hayton, 1993), se efectuó con pruebas t de Student. Las relaciones entre las concentraciones de los distintos EPT y su correlación con los factores fisicoquímicos se determinaron mediante regresiones lineales. Todas las comparaciones entre muestras se consideraron significativas con un valor de $p < .05$. Los análisis estadísticos se realizaron con el software SAS versión 6.03 (SAS Institute Inc., 1988).

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

El presente estudio evaluó la concentración de EPT en sedimentos del río Española, dada la función de esta matriz como sumidero de EPT del agua suprayacente debido a sus propiedades: elevada superficie específica, cargas eléctricas que favorecen la adsorción de iones metálicos, contenido de materia orgánica capaz de formar complejos estables con metales y la formación de óxidos/hidróxidos metálicos que incorporan los EPT a su estructura (Basti et al., 2024; Li et al., 2023). Los sedimentos, son indicadores confiables de la calidad del agua debido a su menor variabilidad en la concentración de contaminantes (Lundy et al., 2017), y por ser una fuente potencial de contaminación secundaria (Cui et al., 2019). La profundidad de muestreo siguió el patrón vertical de acumulación de contaminantes, los cuales se concentran en los primeros 20 cm y pueden extenderse hasta los 120 cm en zonas altamente contaminadas (Liu et al., 2021).

La influencia de parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, COT, SDT, CE y POR) modula los procesos químicos y biológicos de los sedimentos e influye en la toxicidad, movilidad y biodisponibilidad de EPT (Islam et al., 2025; Zeng et al., 2024). La tabla 2 presenta la variación espacial de estos parámetros, determinados *in situ* tanto en la PCL como en el río Española donde se observa una contaminación severa en la zona industrial. El POR negativo sugiere un ambiente reductor que favorece la liberación de EPT acumulados en los sedimentos hacia el agua; dicho ambiente reductor puede atribuirse al vertido de lubricantes solubles, desengrasantes, minerales metálicos y no metálicos, aceites y otros contaminantes provenientes de la industria metalúrgica de la zona. Los valores de POR encontrados son consistentes con los de otros estudios realizados en la misma zona (Almanza et al., 2020; Carranza-Álvarez et al., 2008; López-Álvarez et al., 2013; Ocampo-Astudillo et al., 2020; Sarabia et al., 2011); además, tales valores que oscilan entre -17.1 mV a -182 mV son compatibles con los vertidos industriales que actúan como agentes reductores (Jin et al., 2019).

Tabla 2. Parámetros *in situ* de los sedimentos muestreados en la temporada de lluvias en la Presa Cañada del Lobo y el río España en San Luis Potosí, México

Lugar/Sector Muestra	T (°C)	pH	COT (% en peso)	SDT mg/L	CE μS/cm	POR mV
PCL	11.6	8.1	25.7	39	80	30
CTE	16.3	7.1	19.6	735	1 685	-17.1
CESE	19.8	7.0	17.2	423	1 326	-101
CCE	20.3	7.2	11.0	418	1 265	-105
CAFE	21.3	7.1	11.4	395	1 364	-109
CDE	20.6	7.4	11.2	436	1 211	-102
CPT	20.8	7.0	11.2	463	1 329	-106
CBIE	20.3	7.6	5.1	405	1 421	-129
CCRE	22.5	6.1	5.2	736	1 697	-175
CBCRE	21.4	6.2	5.6	726	1 635	-182

Fuente: elaboración propia.

Nota: T= Temperatura en grados Celsius, pH= potencial de hidrógeno, COT= Carbono Orgánico Total, SDT= Sólidos Disueltos Totales, CE= Conductividad Eléctrica, POR= Potencial de Oxidación-Reducción.

En relación con el pH, el valor de 8.1 en la PCL, se considera apropiado para la subsistencia de las comunidades biológicas. Este valor puede deberse a la presencia de iones bicarbonato (HCO_3^-) provenientes de la disolución de rocas y suelos (Drever, 1988). El efecto alcalinizante del sistema amortiguador carbonato en sistemas acuáticos está documentado tanto en contextos influenciados por actividad antrópica (M. E. García et al., 2012) como en procesos relacionados con la geoquímica circundante (Barceló et al., 2020).

Los valores de pH en los otros puntos oscilaron entre 6.1 en el Colector Canal Rioverde España (CCRE) y 7.6 en el Colector Bajo Industrial España (CBIE). El incremento de pH a 7.6 puede estar asociado con alguna descarga de aguas residuales en este punto. Es importante destacar que en todos los puntos muestreados se encontraron valores alrededor de 7, lo que puede indicar que el agua del canal se mezcló con agua meteórica (Carranza-Álvarez et al., 2008; López-Álvarez et al., 2013); excepto en los dos puntos río abajo (CCRE y CBCRE) que presentaron un pH de cercano a 6, situación que puede deberse a la incorporación de agentes acidificantes orgánicos (lactato, acetato y fumarato) e inorgánicos (ácidos fosfórico, nítrico, sulfúrico y clorhídrico) característicos de la industria metalúrgica y agroquímica (Santacruz, 2008); sustancias que limitan el desarrollo de las comunidades biológicas y favorecen la lixiviación de algunos metales pesados (Król et al., 2020).

El Carbono Orgánico Total (COT) fue alto en la presa (25.7 %), situación que revela su contaminación orgánica, debido a que recibe heces y orina del ganado vacuno que abreva en este cuerpo de agua ya que la presa tiene un flujo parcialmente abierto. Este aporte orgánico puede favorecer el crecimiento de microorganismos y generar subproductos peligrosos al reaccionar con elementos como el cloro (Cl) y el flúor (F), abundantes en el agua de la región (Santacruz, 2008; Martínez y Santacruz de León, 2016). De los puntos CTE al CPT (que fueron los primeros puntos muestreados del río España), se encontraron valores de COT que oscilaron entre 19.6 y 11.0 %, considerados como altamente reactivos con sustancias fluorocarbonadas y organocloradas, así como con Cd y Al, favoreciendo la reducción de la oxigenación del agua. Finalmente, en los tres puntos cause abajo del río España (CBIE, CCRE, CBCRE) se encontraron valores bajos (5.1, 5.2 y 5.6, respectivamente) de COT que revelan la eutrofización de la última porción del río, incapaz de sostener la vida acuática (Martínez y Santacruz de León, 2016).

El contenido de Sólidos Disueltos Totales (SDT) alcanzó valores máximos de 735 mg/L y de 736 mg/L. Tales valores pueden estar asociados a las descargas de aguas residuales domésticas e industriales (Frascareli et al., 2018; Hasan et al., 2019), de tal manera que esos valores considerados como altos son indicadores de la presencia de contaminantes como As, Mn, Fe, sulfato y bromuro que son potencialmente dañinos (Liu et al., 2017). Es importante señalar que no se identificaron correlaciones significativas entre los diferentes EPT y los parámetros fisicoquímicos analizados ($R^2 < .15$, $p < .05$).

La Conductividad Eléctrica (CE) fue de 80 μS/cm en la PCL. En los otros sitios muestreados osciló entre 1 211 μS/cm (CDE) y 1 697 μS/cm (CCRE). Es necesario destacar que este parámetro aumentó drásticamente en los puntos CTE (zona inmediata de inicio del río), y CCRE así como en CBCRE (puntos finales del canal colector) entre mil y 2 mil μS/cm. Estos resultados pueden deberse a la carga específica de sales, ácidos y bases disueltos que posiblemente provienen de las plantas manufactureras de detergentes y solventes que se utilizan en la limpieza doméstica e industrial (Santacruz, 2008). La CE identificada puede relacionarse con una geodisponibilidad alta de EPT que compromete considerablemente la salud del ecosistema (Martínez y Santacruz de León, 2016). Es

importante precisar que los valores de POR fueron bajos y consistentes en todos los puntos muestreados, lo que revela su incapacidad para reducir la proliferación de microorganismos debido a su contaminación contundente (Santacruz, 2008).

Respecto al análisis de EPT, el ICP-AES, fue la técnica seleccionada por su sensibilidad alta con límites de detección en partes por billón (ppb), y la capacidad de analizar múltiples elementos simultáneamente, factores importantes para una cuantificación eficiente de una matriz compleja (Erdiawansyah et al., 2025). Las concentraciones total y geodisponible de los EPT determinadas para *Pb*, *Cd*, *As*, *Zn* y *Cu* en los sedimentos muestreados en la PCL y el río Española se presentan en la tabla 3.

La concentración total y geodisponible de los EPT en los sedimentos de la PCL (punto uno) fue significativamente menor con respecto a la determinada en los sedimentos de los otros nueve sitios muestreados. En la PCL se determinó una concentración total significativamente baja de los EPT (*Pb*= 12.23 mg/kg, *Cd*= 32.26 mg/kg, *As*= 10.11 mg/kg, *Zn*= 11.26 mg/kg y *Cu*= 6.52 mg/kg) y, por lo tanto, la geodisponibilidad de dichos elementos estuvo por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada. De tal manera que las concentraciones de esos EPT en la PCL no representaron un riesgo potencial para la salud ambiental o humana toda vez que se encontraron por debajo de los valores totales del Nivel de Bajo Efecto (NBE) y del Nivel de Efecto Severo (NES)

Tabla 3. Concentración total y geodisponible de *Pb*, *Cd*, *As*, *Zn* y *Cu* determinado en los sedimentos en la temporada de lluvias en la Presa Cañada del Lobo y el río Española en San Luis Potosí, México

Lugar/Sector	GeoD		GeoD		GeoD		GeoD		Total	GeoD
	Total <i>Pb</i>	<i>Pb</i>	Total <i>Cd</i>	<i>Cd</i>	Total <i>As</i>	<i>As</i>	Total <i>Zn</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Cu</i>
Muestra	mg/kg medias	mg/L medias	mg/kg medias	mg/L medias	mg/kg medias	mg/L medias	mg/kg medias	mg/L medias	mg/kg medias	mg/L medias
PCL	12.23a	BLD	32.26a	BLD	10.11a	BLD	11.26a	BLD	6.52a	BLD
CTE	84.62b	0.23a	32.51a	0.002a	121.54b	0.01a	125.63b	BLD	63.12b	BLD
CESE	94.12b	0.23a	36.63a	0.002a	129.36b	0.01a	195.65b	BLD	68.59b	BLD
CCE	156.52c	0.26a	145.52b	0.002a	129.54b	0.01a	194.56b	BLD	69.14b	BLD
CAFE	198.78c	0.62b	198.59b	0.003b	145.56b	0.01a	264.87c	BLD	68.54b	BLD
CDE	194.67c	0.63b	178.25b	0.003b	142.89b	0.01a	295.65c	BLD	70.73b	BLD
CPT	289.61d	0.61b	198.51b	0.003b	159.84b	0.01a	245.81c	BLD	98.56c	BLD
CBIE	298.54d	0.68b	196.13b	0.004c	169.52b	0.01a	326.57d	BLD	97.41c	BLD
CCRE	345.15d	0.69b	194.57b	0.004c	198.54c	0.01a	369.15d	BLD	98.65c	BLD
CBCRE	387.12d	0.71b	198.72b	0.004c	194.41c	0.01a	365.54d	BLD	99.87c	BLD

Fuente: elaboración propia.

Nota: Literales distintas indican diferencia. GeoD= Concentración geodisponible, BLD= Bajo el Límite de Detección. *Pb*: Valores del Nivel de Bajo Efecto (NBE) 31 mg/kg y Nivel de Efecto Severo (NES) 250 mg/kg, descritos en las normas para la protección y el manejo de sedimentos acuáticos de Ontario, Canadá; Soluble (s)= 0.05 mg/L. Valor de Fondo Geodisponible (VFG) para *Pb*= 0.06 mg/L. *Cd*: NBE= 16 mg/kg, NES= 75 mg/kg; S= 0.04 mg/L. VFG para *Cd*= 0.04 mg/L. *As*: NBE= 11 mg/kg, NES= 41 mg/kg; S= 0.05 mg/L. VFG para *As*= 0.05 mg/L. *Zn*: NBE= 120 mg/kg,

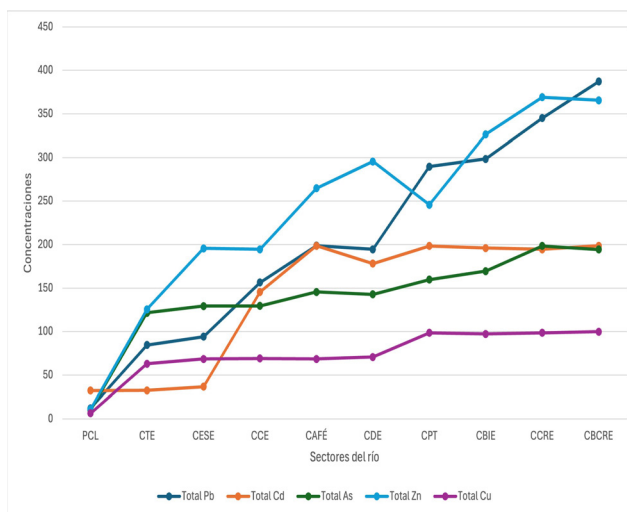
descritos en las normas para la protección y el manejo de sedimentos acuáticos de Ontario, Canadá (Persaud, Jaagumagi y Hayton, 1993). En este sentido, las concentraciones, total y geodisponible de los EPT que fueron determinadas en los sedimentos de la PCL (punto uno) son evidencia de la conservación del cuerpo de agua que aún alberga biota acuática.

La PCL se ubica en un gradiente altitudinal superior al del río Española, abastece el caudal del río con un volumen estimado de 11 m³/s en temporada de lluvias. Debido a su gradiente altitudinal (1 982 msnm) no presenta influencia de descargas domésticas o industriales. Sin embargo, al ingresar a la zona urbanizada, diversos colectores de aguas residuales domésticas o industriales descargan en su cauce (Conagua, 2011).

De tal manera, que las concentraciones de EPT fueron considerablemente mayores en los nueve puntos de muestreo restantes en comparación con las encontradas en el punto uno que corresponde a la PCL. Sin embargo, las concentraciones totales de los elementos analizados en los sedimentos variaron dependiendo del sector del río con el siguiente orden decreciente: CBCRE > CCRE > CBIE > CPT > CDE > CAFÉ > CCE > CESE > CTE > PCL.

En las muestras de los puntos dos al diez, la concentración total de los EPT (figura 2) superó el NBE, lo que representaría un riesgo potencial a corto plazo si la tendencia continuara. Las concentraciones de *Pb*, *Cd* y *As*, superaron el NES (*Pb*= 250 mg/kg, *Cd*= 100 mg/kg, *As*= 100 mg/kg), situación que implica un riesgo potencial para la salud del ecosistema y de las personas que residen en la zona. Es importante resaltar que en los puntos CESE y CTE solo el *As* presentó concentraciones que superaron el NES, esto podría atribuirse a la incorporación de aguas de retorno de riego en esas localidades. Es importante señalar que no se identificaron correlaciones significativas entre los diferentes EPT ($R^2 < .15$, $p < .05$) que sustenten fuentes comunes de contaminación (Oskoruš et al., 2022).

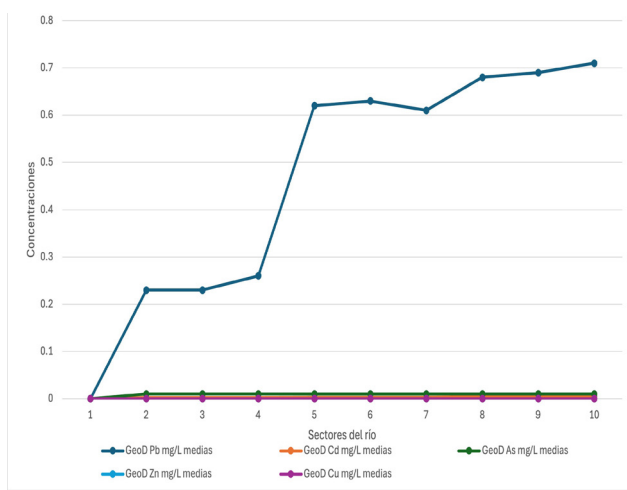
Figura 2. Concentración total de EPT en el río Española



Fuente: elaboración propia.

Con relación a las fracciones geodisponibles, únicamente las concentraciones de *Pb*, *Cd* y *As* representan un riesgo potencial para el ambiente y, en el caso del *Pb*, superaron los valores de fondo en los nueve puntos con influencia de descargas industriales (figura 3). De tal manera que la concentración geodisponible de *Pb*, *Cd* y *As* podría deberse a la confluencia de afluentes de agua de la zona urbano-industrial hacia el canal.

Figura 3. Concentración geodisponible de EPT en el río Española



Fuente: elaboración propia.

Tanto el *Pb* como el *Cd* son elementos con potencial alto para solubilizarse y estacionarse cuando se comple-

jan con elementos de intercambio pasivo como *Al*, *Zn*, *Se*, *Mn* y *Mg*. Esta característica puede propiciar su acumulación en la zona y/o su disponibilidad en los sistemas vivos (Li et al., 2020; Nordberg, Fowler y Nordberg, 2015; Smal et al., 2022). Lo anterior puede explicar por qué la concentración total de *Pb* y *Cd* en los sedimentos de los puntos CBCRE (*Pb*= 387.12 mg/kg), CCRE (*Pb*= 345.15 mg/kg), CBIE (*Pb*= 298.54 mg/kg) y CPT (*Pb*= 289.61 mg/kg), fue suficiente para su determinación espectroscópica. Además, se infiere que los elementos *Pb* y *Cd* podrían formar compuestos de baja solubilidad o estar sorbidos en partículas coloidales, lo que explicaría el que no se haya detectado una concentración total aumentada de dichos elementos en los sedimentos. Esto sugiere que la concentración de *Pb* y *Cd* fue mayor en los puntos cauce abajo del río Españita de la zona industrial de San Luis Potosí (ZISLP) y, por consiguiente, representaría un riesgo inminente para la salud humana y del ecosistema.

Con base en los resultados, es posible afirmar que la población que habita en la zona de influencia del río Españita se encuentra en riesgo, situación que vulnera notablemente el derecho humano a un ambiente sano (Rossini, 2022). Por otro lado, sería pertinente establecer mecanismos de saneamiento del agua residual que se vierte al río Españita y, fundamentalmente, diseñar e implementar estrategias para la remoción y el tratamiento de los sedimentos acumulados en el cauce del río.

CONCLUSIONES

Los valores de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los sedimentos del río Españita variaron a lo largo del cauce. El pH ácido, los niveles altos de salinidad (CE), el exceso de materia orgánica (COT) y los niveles elevados del potencial de oxidación-reducción condicionan negativamente la vida acuática.

Los sedimentos de la sección media y baja del río Españita se encontraron contaminados con Elementos Potencialmente Tóxicos como *Pb*, *Cd* y *As*, como una consecuencia de las descargas de aguas residuales domésticas y de la Zona Industrial de San Luis Potosí.

Las concentraciones geodisponibles altas de *Pb*, *Cd* y *As* en los sedimentos podrían tener un efecto adverso sobre la biota y la salud de la población humana que habita la sección baja del río Españita, situación

que vulneraría el derecho humano a un ambiente sano consagrado en el artículo cuarto de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

La afectación ambiental evidente en el río Españita hace propicio el monitoreo constante de este cuerpo de agua, situación que no debe considerarse menor debido a la urgencia de identificar las fuentes de contaminación, prevenir su contaminación severa y establecer mecanismos de saneamiento del agua residual que se vierte en el río Españita, así como generar estrategias para la remoción y tratamiento de los sedimentos acumulados en su cauce.

Finalmente, es pertinente realizar estudios de distribución espacial de los Elementos Potencialmente Tóxicos presentes en el río Españita, la relación que guarda su depositación con los distintos tamaños de grano sedimentarios, su movilidad y biodisponibilidad a través del análisis químico secuencial de fracciones para dilucidar sus interacciones físicas, químicas y biogeoquímicas, además de los procesos microbiológicos involucrados y su efecto sobre la biota y la salud humana.

AGRADECIMIENTOS

Al maestro en Ciencias Omar Alejandro Carrizales y al Biólogo Alfredo Pozos Benítez por su colaboración estratégica en el muestreo de los sedimentos en el río Españita.

INFORMACIÓN DE LOS AUTORES Y CONTRIBUCIÓN DE ACUERDO A LA TAXONOMÍA CREDIT

¹Germán Martínez Alva, <https://orcid.org/0000-0002-0721-3725>.

Conceptualización, Curación de Datos, Análisis formal, Captación de fondos, Investigación, Metodología, Administración de proyectos, Recursos, Supervisión, Validación, Visualización, Redacción- borrador original y Redacción- revisión y edición.

²Luz Selene Velázquez Bermúdez, <https://orcid.org/0009-0008-3311-1221>

Redacción- borrador original y Redacción- revisión y edición.

DECLARACIÓN DE CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no existe ningún conflicto de interés financiero, profesional o personal que pudiera haber influido en los resultados ni en la interpretación de los datos presentados en este artículo.

NOTAS EDITORIALES DE CUMPLIMIENTO Y ALINEACIÓN

Este artículo cumple con los principios éticos de publicación establecidos por el Committee on Publication Ethics (COPE), al cual la revista se adhiere. Asimismo, el presente estudio contribuye a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 4, 8, 9, 10 y 17, al fomentar la educación de calidad, el trabajo decente, la innovación, la reducción de desigualdades y las alianzas para el desarrollo sostenible.

REFERENCIAS

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR]. (2012). *Public health statement for Cadmium*. Department of Health and Human Services. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5-c1-b.pdf>
- Alcántara-Concepción, V., González-Tenorio, D., y García-Nieto, E. (2024). Elementos para un nuevo acuerdo social por la contaminación de cuerpos de agua, daños y justicia social, caso Río Tula. *Contraste regional*, 12 (23), 69-91. <https://www.ciisder.mx/images/revista/contraste-regional-23.pdf>
- Almanza, O. G., Ramos, J. A., Tuxpan, J., Hernández, G. D. J., y De Lara, J. (2020). Contrast of aquifer vulnerability and water quality indices between a unconfined aquifer and a deep aquifer in arid zones. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 79, 4579-4593. <https://doi.org/10.1007/s10064-020-01884-x>
- Alva-Fuentes, B., y Martínez-Torres, Y. (2018). Crecimiento urbano y su impacto en el paisaje natural. El caso del Área Metropolitana de San Luis Potosí, México. *Realidad, datos y espacio revista internacional de estadística y geografía*, 9 (2), 66-78. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/sitios/rdebata/rde_26/RDE25_art06.pdf
- Alzain, H. (2023). The Impact of Heavy Elements on Public Health. *International Journal of Research and Review*, 10, 794-810. <https://doi.org/10.52403/ijrr.202308103>
- Arriaga, A. P., Caudillo, P., Salazar, J., Torres, E. D., Leres, J. D. J., y Delgado, D. L. D. C. (2024). Intoxicación con metales pesados: una revisión de la literatura. *Ciencia y Frontera*, 2 (1), 16-28. https://ojsicyf.uag.mx/index.php/ciencia_y_frontera/article/view/301/137
- Avalos-Ramírez, Y. J. (2023). Contaminación por plomo en suelo, agua, alimentos y sus efectos en los seres humanos. *Revista de Investigaciones de la Universidad Le Cordon Bleu*, 10 (2), 59-68. <https://doi.org/10.36955/RIULCB.2023v10n2.006>

- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., y Sadeghi, M. (2021). Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, 643972. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
- Basti, S., Sahu, C., Pati, S. S., y Sahu, S. K. (2024). Impact of organic carbon on heavy metals of river sediments and aquatic ecosystems: A review. *Environmental Quality Management*, 34 (2). DOI:10.1002/tqem.22253
- Barceló, I. D., Solís, H. E., García, J., Olvera, J., García, M., y Beltrán, J. C. (2020). Curvas de evolución del sistema en aguas del río Lerma y de la presa José Antonio Alzate. *Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química*, 6(6), 111-125. <https://zaloamati.azc.uam.mx/bitstreams/27510347-f6de-48a8-a105-28fb3aa71a7c/download>
- Bundschuh, J., Armienta, M. A., Morales, N., Alam, M. A., López, D. L., Delgado, V., ... Ahmad, A. (2020). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51 (16), 1727-1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>
- Cantoral, A., Téllez-Rojo, M. M., Levy, T. S., Hernández-Ávila, M., Schnaas, L., Hu, H., ... Ettinger, A. S. (2015). Differential association of lead on length by zinc status in two-year old Mexican children. *Environmental Health: a global access science source*, 14, 95. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0086-8>
- Carere, M., Antoccia, A., Buschini, A., Frenzilli, G., Marcon, F., Andreoli, C., ... Mancini, L. (2021). An integrated approach for chemical water quality assessment of an urban river stretch through Effect-Based Methods and emerging pollutants analysis with a focus on genotoxicity. *Journal of Environmental Management*, 300, 113549. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113549>
- Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, Á. J., Alfaro-De La Torre, M. C., y García-De La Cruz, R. F. (2008). Accumulation and distribution of heavy metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an artificial lagoon in San Luis Potosí, México. *Water, Air, and Soil Pollution*, 188 (1-4), 297-309. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9545-3>
- Carrillo, J. J., Cardona, A., y Edmunds, W. M. (2002). Use of abstraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high-fluoride concentration in abstracted groundwater: San Luis Potosí basin, Mexico. *Journal of Hydrology*, 261 (1-4), 24-47. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00566-2)
- Comisión Nacional del Agua [Conagua]. (2011). *Estadísticas del agua en México, edición 2011*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259373/_2011_EAM2011.pdf
- Comisión Nacional del Agua [Conagua]. (2024). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero San Luis Potosí (2411) estado de San Luis Potosí*. https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sanluispotosi/DR_2411.pdf
- Comité Técnico de Agua Subterránea del Acuífero del Valle de San Luis Potosí [COTAS]. (2005). *Estudio técnico respecto a las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 "San Luis Potosí"* en el Estado de San Luis Potosí. Comisión Nacional del Agua.
- Covarrubias, S. A., y Peña, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.es01.01>
- Cui, S., Zhang, F., Hu, P., Hough, R., Fu, Q., Zhang, Z., ... Chen, P. (2019). Heavy metals in sediment from the urban and rural rivers in Harbin City, Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 (22), 4313. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224313>
- Custodio, M., Fow, A., De la Cruz, H., Chanamé, F., y Huaracaya, J. (2024). Potential ecological risk from heavy metals in surface sediment of lotic systems in central region Peru. *Frontiers in Water*, 5, 1295712. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1295712>
- De la Torre-Munilla, P., Vicente-Vicente, L., Prieto, M., Casanova, A. G., y Morales, A. I. (2021). Neurotoxicidad por exposición a metales pesados: evidencias y cuestiones por resolver. *Revista de toxicología*, 38 (2), 103-108. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/>

- articulo?codigo=8214256&orden=0&info=link
- Drever, J. I. (1988). *The geochemistry of natural waters: Surface and groundwater environments*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs.
- Erdiwansyah, E., Gani, A., Desvita, H., Mahidin, M., Bahagia, Mamat, R., y Rosdi, S. M. (2025). Investigation of heavy metal concentrations for biocoke by using ICP-OES. *Results in Engineering*, 25, 103717. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.103717>
- Estrada, F. (2013). *El agua de San Luis Potosí, contaminación y saneamiento* (Trabajo Recepcional de Ingeniero Agrónomo Zootecnista). Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/3456>
- Förstner, U. (2012). *Integrated pollution control*. A. Weissbach, y H. Boeddecker (Eds.). Springer. (Trabajo original publicado en 1998).
- Frascareli, D., Cardoso-Silva, S., De Oliveira, J., Rosa, A. H., Pompêo, M. L. M., López-Doval, J. C., y Moschini-Carlos, V. (2018). Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (4), 199. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6515-8>
- Fuentes-Hernández, M. V., Sanguinetti-Gamboa, O. A., y Rojas De Astudillo, L. L. (2019). Evaluación del riesgo ambiental de metales pesados en los sedimentos superficiales del saco del Golfo de Cariaco. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35 (1), 101-114. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.07>
- García, D., Olivares, S., Santana, J., Lima, L., Ruíz, L., Calderón, P., y Ávila, I. (2012). Evaluación de riesgos a la salud por exposición a metales pesados en cercanías de sitios potencialmente peligrosos con actividad agrícola. *Revista Cubana de Salud y Trabajo*, 13 (1), 10-18. <https://revsaludtrabajo.sld.cu/index.php/revsytr/article/view/613/625>
- García, M. E., Betancourt, O., Cueva, E., y Guimaraes, J. (2012). Mining and seasonal variation of the metals concentration in the Puyango River Basin-Ecuador. *Journal Environment Protection*, 3 (11), 1542-1550. <https://doi.org/10.4236/jep.2012.311170>
- García, L. D., Martínez, Á., Santacruz de León, G., Ilizaliturri, C. A., Espinosa, G., Ramos, J. A., y Moran, J. (2024). Evaluación toxicológica del río Española de San Luis Potosí. En F. Fernández, G. Medina, D. Ojeda, y D. Flores (coords.), *Suelos sanos y resilientes para el desarrollo sostenible* (pp. 320-327). Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo.
- González, A. L. (2024). La contaminación del Río Atoyac ubicado en la Región Centro de México. En J. F. Sarmiento Franco (coord.), *Sostenibilidad y desarrollo regional de cara a los desafíos socioambientales* (pp. 527-542). Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional. <http://ru.iiec.unam.mx/6450>
- González-Chávez, M. C. A., Carrillo-González, R., y Sánchez-López, A. S. (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitorremediación de suelos. *Agroproductividad*, 10(4), 3-7. https://www.colpos.mx/wb_pdf/Agroproductividad/2017/AGROPRODUCTIVIDAD_IV_2017.pdf
- Gopal, V., Krishnamurthy, R. R., Vignesh, R., Sabari Nathan, C., Anshu, R., Kalaivanan, R., ... Abioui, M. (2023). Assessment of heavy metal contamination in the surface sediments of the Vedaranyam coast, Southern India. *Regional Studies in Marine Science*, 65, 103081. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103081>
- Grant, L. (2020). Lead and compounds. En M. Lippmann, y G. D. Leikauf (eds.), *Environmental Toxicants: human exposures and their health effects* (pp. 627-675). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/9781119438922.ch17>
- Guo, H., Li, X., Zhang, Y., Li, J., Yang, J., Jiang, H., ... Huo, T. (2022). Metabolic characteristics related to the hazardous effects of environmental arsenic on humans: A metabolomic review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113459>
- Han, Z., Zhang, Y., Zhu, H., y Shu, C. (2025). Evaluation of River Ecosystem Service Function Value Based on Emergy Analysis. *Journal of Physics: Conference Series*, 2941, 012060. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2941/1/012060>

- Handa, N., Gupta, P., Khanna, K., Kohli, S. K., Bhardwaj, R., Alam, P., y Ahmad, P. (2022). Aquaporin-mediated transport: Insights into metalloid trafficking. *Physiologia Plantarum*, 174 (3), e13687. <https://doi.org/10.1111/ppl.13687>
- Hansen, A. M., García, P., y De França, M. (2022). Congreso iberoamericano sobre sedimentos y ecología Iberoamericana. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 81-86. <https://doi.org/10.20937/RICA.54798>
- Hasan, M. K., Shahriar, A., y Jim, K. U. (2019). Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 5 (8), 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
- Hettithanthri, O., Bolan, N., Nguyen, T. B. T., Fiedler, T., Phan, C., Vithanage, M., ... Nguyen, P. Q. A. (2024). A review of oil spill dynamics: Statistics, impacts, countermeasures, and weathering behaviors. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 19 (6), e3128. <https://doi.org/10.1002/apj.3128>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía[Inegi]. (2002). *Estudio hidrológico del estado de San Luis Potosí*. [http://www.ceaipslp.org.mx/HV-2020Dos.nsf/nombre_de_la_vista/9CA8C72C5265E15E86258618006AAE6B/\\$File/HIDROLOGIA_SLP_formato_M5.pdf](http://www.ceaipslp.org.mx/HV-2020Dos.nsf/nombre_de_la_vista/9CA8C72C5265E15E86258618006AAE6B/$File/HIDROLOGIA_SLP_formato_M5.pdf)
- Islam, A. R. M. T., Rabbi, A. H. M. F., Anik, A. H., Khan, R., Masud, M. A. A., Nedjoud, G., ... Senapathi, V. (2025). Source distribution, ecological risks, and controlling factors of heavy metals in river sediments: Receptor model-based study in a transboundary river basin. *International Journal of Sediment Research*, 40 (1), 45-61. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.10.001>
- Jakovljević, I., Stipičević, S., Herceg Romanić, S., Mendaš, G., Fingler, S., Jakšić, G., ... Miličević, T. (2025). Organic Pollutants and Potentially Toxic Elements in the Neretva Delta Sediments (Eastern Adriatic Basin, Croatia). *Water Air Soil Pollution*, 236, 182. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-07819-0>
- Jin, M.-Y., Lee, J.-J., Oh, H.-J., Nam, G.-S., Jeong, K.-S., Oh, J.-M., y Chang, K.-H. (2019). The response of catchment ecosystems in eutrophic agricultural reservoirs to water quality management using DOM fluorescence. *Sustainability*, 11 (24), 7207. <https://doi.org/10.3390/su11247207>
- Jonjev, M., Miletić, Z., Pavlović, D., Matić, M., Čakmak, D., Mitrović, M., y Pavlović, P. (2024). Health risk assessment of potentially toxic elements in the riparian zone of the Sava River (southeastern Europe): effects of high and low water events. *Environmental Sciences Europe*, 36, 133. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00952-3>
- Kang, R., Zhou, S., Chen, T., Yin, H., Si, L., Deng, C., y Kaufmann, H. (2024). Extent and Sources of Heavy Metal Pollution from Discharging Rivers in the Bohai Region, China. *Water*, 16 (7), 982. <https://doi.org/10.3390/w16070982>
- Katayama, K., Kawaguchi, T., Shiraishi, K., Ito, T., Suzuki, K., Koreeda, C., ... Suzuki, K. (2018). The prevalence and implication of zinc deficiency in patients with chronic liver disease. *Journal of clinical medicine research*, 10 (5), 437-444. <https://doi.org/10.14740/jocmr3374w>
- Khan, K. M., Chakraborty, R., Bundschuh, J., Bhattacharya, P., y Parvez, F. (2020). Health effects of arsenic exposure in Latin America: An overview of the past eight years of research. *Science of the total environment*, 710, 136071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136071>
- Khan, K., Younas, M., Yaseen, M., Sher, H., Maryam, A., Ibrahim, S.M., ... Shah I. A. (2025). Heavy metals pollution in riverine sediments: Distribution, source, and environmental implications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197 (3), 225. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13623-4>
- Król, A., Mizerna, K., y Bożym, M. (2020). An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. *Journal of hazardous materials*, 384, 121502. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121502>
- Kumar, D. V. N., Mohan, M. R., Krishnaiah, C. V., Prasad, G. L. N., Sreedevi, B., y Naik, R. M. S. (2024). Toxicological Effects of Lead on Human Health: A Comprehensive Review. *Journal of Experimental Zoology India*, 27 (2), 1583-1588. <https://doi.org/10.51470/jez.2024.27.2.1583>
- Kumar, P., Mishra, V., Bhardwaj, S., Garg, S., Dumée, L. F., y Sharma, R. S. (2022). Five-wheel framework

- for system-based monitoring of heavy metal pollution in rivers. *Environmental Quality Management*, 32 (4), 9-17. <https://doi.org/10.1002/tqem.21918>
- Li, Y., Zhao, X., Wu, J., y Gu, X. (2020). Surface complexation modeling of divalent metal cation adsorption on birnessite. *Chemical Geology*, 551, 119774. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2020.119774>
- Li, Z., Li, X., Wang, S., Che, F., Zhang, Y., Yang, P., ... Fu, Z. (2023). Adsorption and desorption of heavy metals at water sediment interface based on Bayesian model. *Journal of environmental management*, 329, 117035. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117035>
- Liu, D., Wang, J., Yu, H., Gao, H., y Xu, W. (2021). Evaluating ecological risks and tracking potential factors influencing heavy metals in sediments in an urban river. *Environmental Sciences Europe*, 33, 42. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00487-x>
- Liu, Y., Yu, H., Sun, Y., y Chen, J. (2017). Novel assessment method of heavy metal pollution in surface water: A case study of Yangping River in Lingbao City, China. *Environmental Engineering Research*, 22 (2), 31-39. <https://doi.org/10.4491/eer.2016.015>
- Llanos, M., Muñiz, A. A., Muñiz, M. H., Vilchez, G. L., y Cotrina, G. G. (2024). Contaminación por metales pesados de microcuenca del río Alto Huallaga y suelos agrícolas. *Revista de Investigación Ciencias Agronómicas y Veterinarias, Alfa*, 8 (22), 41-48. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v8i22.246>
- Londoño-Franco, L. F., Londoño-Muñoz, P. T., y Muñoz-García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14 (2), 145-153. DOI: 10.18684/BSAA(14)145-153
- López-Álvarez, B., Ramos-Leal, J. A., Moran-Ramírez, J., Cardona, A., y Hernández, G. (2013). Origen de la calidad del agua del acuífero colgado y su relación con los cambios de uso de suelo en el Valle de San Luis Potosí. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65 (1), 9-26. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=94348265003>
- López-Mares, L. M., Lozano de Poo, J. M., Torre-Silva, F., Rodríguez-Santiago, J., y López-Fraga, J. A. (2019). The Hydro-social Cycle of Urban Rivers: Waterscape Transformations to the Hydro Landscape of San Luis Potosí, México. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53 (1), 45-69. <https://doi.org/10.15359/rca.53-1.3>
- Lundy, L., Alves, L., Revitt, M., y Wildeboer, D. (2017). Metal water-sediment interactions and impacts on an urban ecosystem. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14 (7), 722. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070722>
- Mairaj, S., Dave, R., Rehman, F., y Jindal, T. (2023). Effects of arsenic-induced toxicosis (Arsenicosis) on human health and its prevention. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 27 (03), 116-123. <https://doi.org/10.25303/2703rjce1160123>
- Mandal, G. C., Mandal, A., y Chakraborty, A. (2023). The toxic effect of lead on human health - A review. *Human Biology and Public Health*, 3, 1-11. <https://doi.org/10.52905/hbph2022.3.45>
- Marín-Leal, J. C., Rojas-Romero, J. E., y Polo-Vallejo, C. A. (2022). Evaluación de riesgo ecológico por elementos potencialmente tóxicos en sedimentos costeros de un estuario tropical hipereutrófico. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 38, 335-349. DOI: 10.20937/RICA.54504
- Martín del Campo, M. A., Esteller, M. V., Expósito, J. L., y Hirata, R. (2014). Impacts of urbanization on groundwater hydrodynamics and hydrochemistry of the Toluca Valley aquifer (Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 2979-2999. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3595-3>
- Martínez, R., y Santacruz de León, G. (2016). Afectaciones hidrosociales del crecimiento industrial en la ciudad de San Luis Potosí, México. En G. Santacruz, y F. Peña (coords.), *Problemática y desigualdad en la gestión del agua en la cuenca semiárida y urbanizada del valle de San Luis Potosí. Colección Investigaciones* (pp. 97-114). El Colegio de San Luis.
- Montes, P. Y., Aguilar, N., Ávila, R., Macbani, P., Raygoza, M., Garnica, B., ... Ruvalcaba-Ledezma, J. C. (2021). Contaminación del Río Santiago: un problema epidemiológico ambiental persistente de Salud Pública en Jalisco, México. *Journal of Negative and No Positive Results*, 6 (9), 1222-1236. <https://doi.org/10.19230/jonnpr.3951>
- Nordberg, G., Fowler, B. A., y Nordberg, M. (2015). *Handbook on the toxicology of metals*. Academic Press.

- Ocampo-Astudillo, A., Garrido-Hoyos, S. E., Salcedo-Sánchez, E. R., y Martínez-Morales, M. (2020). Alteration of groundwater hydrochemistry due to its intensive extraction in urban areas from Mexico. En E. M. Otazo, A. E. Navarro, y V. P. Singh (eds.), *Water Availability and Management in Mexico* (pp. 79-98). Springer.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2011). *Arsenic in drinking-water: Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/arsenic.pdf?sfvrsn=fc79fced_4
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2019). *Exposure to cadmium: A major public health concern*. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/329480/WHO-CED-PHE-EPE-19.4.3-eng.pdf>
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2024). *Intoxicación por plomo*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Oskoruš, D., Kapelj, S., Zavrtnik, S., y Leskovic, K. (2022). Suspended Sediment Metal and Metalloid Composition in the Danube River Basin, Croatia. *Water*, 14 (21), 3552. <https://doi.org/10.3390/w14213552>
- Osorio-Sánchez, J. D. S., Zafra-Mejía, C., y Suárez-López, J. (2024). Metodologías para evaluar la contaminación descargada sobre cuerpos hídricos: metales pesados en sedimentos viales. *Revista UIS Ingenierías*, 23 (3), 1-18. <https://doi.org/10.18273/revuin.v23n3-2024001>
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción: Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14 (27), 9-18. DOI:<https://doi.org/10.31908/19098367.1734>
- Pandey, J., y Singh, R. (2017). Heavy metals in sediments of Ganga River: up-and downstream urban influences. *Applied Water Science*, 7, 1669-1678. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0334-7>
- Persaud, D., Jaagumagi, R., y Hayton, A. (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ontario Ministry of the Environment. <https://atrium.lib.uoguelph.ca/server/api/core/bitstreams/d662f9f3-49b4-403e-95ce-8c481224cd1a/content>
- Robles, M. D. (2024). Seguridad alimentaria: Riesgo asociados Metales Pesados sobre la salud humana. *Journal of American Health*, 7 (2). <https://jah-journal.com/index.php/jah/article/view/204>
- Rosas-Romero, R., y Covarrubias-Gómez, A. (2020). El papel del zinc en la salud humana. *Revista Médica del Instituto Mexicano del Seguro Social*, 58 (4), 477-485. https://revistamedica.imss.gob.mx/index.php/revista_medica/article/view/3315/4108
- Rossini, G. F. I. (2022). El derecho humano a vivir en un ambiente sano. Reciente reconocimiento por parte de las Naciones Unidas. *Anuario del Área Socio-Jurídica*, 14 (1), 42-55. https://doi.org/10.26668/1688-5465_anuariosociojuridico/2022.v14i1.8500
- Saidon, N. B., Szabó, R., Budai, P., y Lehel, J. (2024). Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 340 (1), 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>
- Sandoval, A. M., Pulido-Flores, G., Monks, S., Gordillo, A. J., y Villegas, E. C. (2009). Evaluación físico-química, microbiológica y toxicológica de la degradación ambiental del río Atoyac, México. *Interciencia*, 34 (12), 880-887. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442009001200009&lng=es&tlng=es
- Santacruz, G. (2008). Generación y tratamiento de agua residual en la Zona Metropolitana de la ciudad de San Luis Potosí. En Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (ed.), *Boletín del archivo histórico del agua*, 13 (40), 33-37. <https://biblat.unam.mx/hevila/Boletindelarchivohistoricode-lagua/2008/vol13/no40/3.pdf>
- Sarabia, I. F., Cisneros, R., Aceves, J., Durán, H. M., y Castro, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27 (2), 103-113. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/25009>
- SAS Institute Inc. (1988). *SAS/STAT User's Guide* (Versión 6.03) [Software]. SAS Institute. Inc.

- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial [Secofi]. (2017, noviembre 19). *Norma Mexicana. NMX-AA-112-SCFI-2017: Análisis de agua y sedimentos - Evaluación de toxicidad aguda con Vibrio fischeri - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-112-1995-SCFI)*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano [Sedatu]. (2023). Boletín Metropolitano: Segundo trimestre. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/839165/Boleti_n_Segundo_trimestre_VF_compressed.pdf
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología [Sedue]. (1989, diciembre 13). *Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat]. (2003, agosto 15). *Norma Oficial Mexicana NOM004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] y Secretaría de Salud [ssa]. (2007, marzo 2). *Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat]. (2022, marzo 11). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Shetty, B. R., Jagadeesha, P. B., y Salmataj, S. A. (2025). Heavy metal contamination and its impact on the food chain: exposure, bioaccumulation, and risk assessment. *CyTA - Journal of Food*, 23, 1. <https://doi.org/10.1080/19476337.2024.2438726>
- Smal, H., Ligeza, S., Pranagal, J., y Gmitrowicz-Iwan, J. (2022). Speciation and risk assessment of Zn, Pb, and Cd in bottom sediments of two small upland dam reservoirs, Poland. *Journal of Environmental Management*, 322, 116041. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116041>
- Sojka, M., y Jaskuła, J. (2022). Heavy metals in river sediments: Contamination, toxicity, and source identification - A case study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (17), 10502. <https://doi.org/10.3390/ijerph191710502>
- Su, W., Tao, J., Wang, J., y Ding, C. (2020). Current research status of large river systems: a cross-continental comparison. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(31), 39413–39426. DOI: 10.1007/s11356-020-09879-7
- Szara-Bak, M., Baran, A., Kilmcowicz-Pawlas, A., Tkaczewska, J., y Wojtasik, B. (2021). Mobility, ecotoxicity, bioaccumulation and sources of trace elements in the bottom sediments of the Roznow reservoir. *Environmental Geochemistry and Health*, 43, 4701-4718. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00957-4>
- Tixier, G., Rochfort, Q., Grapentine, L., Marsalek, J., Lafont, M., y Vivien, R. (2023). Toxicity of sediments in eight urban stormwater management ponds: bioassessment by oligochaete community metrics used in the sediment quality triad. *Water Science & Technology*, 87 (5), 1112-1128. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.051>
- Tovar, M., Losada, G. M., y García, T. F. (2015). Impacto en la salud por el inadecuado manejo de los residuos peligrosos. *Ingenierías USBMed*, 6 (2), 46-50. DOI: 10.21500/20275846.1731
- Vivas, W. Y. (2020). El derecho al medio ambiente sano como Derecho Humano de carácter fundamental. *Revista de la Facultad de Derecho de México*, 70 (278-2), 741-766. <https://doi.org/10.22201/fder.24488933e.2020.278-2.77490>
- Wang, Z., Zhou, J., Zhang, C., Liyin, Q., Mei, K., Dahlgren, R. A., ... Xia, F. (2019). A comprehensive risk assessment of metals in riverine surface sediments across the rural-urban interface of a rapidly developing watershed. *Environmental Pollution*, 245(1), 1022-1030. DOI:10.1016/j.envpol.2018.11.078

- World Health Organization. Regional Office for Europe [WHO], Centre for Environment & Health [BON], Living & Working Environments [LWE], Cañas, A. I., y Castaño, A. (2024). *Human health effects of benzene, arsenic, cadmium, nickel, lead and mercury: Report of an expert consultation*. World Health Organization. Regional Office for Europe. <http://hdl.handle.net/20.500.12105/17224>
- Wu, L., Liu, G., Zhou, C., Liu, R., Xi, S., Da, C., y Liu, F. (2018). Spatial distributions, fractionation characteristics, and ecological risk assessment of trace elements in sediments of Chaohu Lake, a large eutrophic freshwater lake in eastern China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25, 588-600. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0462-8>
- Yaneva, R., Zhiyanski, M., y Dodev, Y. (2022). Bioaccumulation of potentially toxic elements within the soil–plant system in Central Balkan region: analysis of the forest ecosystem capacity to mediate toxic elements. *Environmental Geochemistry & Health*, 44 (2), 563-577. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00756-3>
- Yang, Y., Hassan, M. F., Ali, W., Zou, H., Liu, Z., y Ma, Y. (2025). Effects of Cadmium Pollution on Human Health: A Narrative Review. *Atmosphere*, 16 (2), 225. <https://doi.org/10.3390/atmos16020225>
- Zeng, L., Yang, F., Chen, Y., Chen, S., Xu, M., y Gu, C. (2024). Temperature and Dissolved Oxygen Drive Arsenic Mobility at the Sediment–Water Interface in the Lake Taihu. *Toxics*, 12 (7), 471. <https://doi.org/10.3390/toxics12070471>