

CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LOS SEDIMENTOS DEL RÍO ESPAÑITA, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO. BASES PARA EL DERECHO A UN AMBIENTE SANO

Total and geoavailable concentration of potentially toxic elements in the sediments from Espa nita river,
San Luis Potosí, Mexico. Foundations for the right to a healthy environment

Germán MARTÍNEZ ALVA^{1*}, Germán SANTACRUZ DE LE N¹, Alfredo RAMOS LEAL²,
Rosa María FUENTES RIVAS³ y Janete MOR N RAM REZ²

¹ Programa Agua y Sociedad, El Colegio de San Luis, Parque de Macul 155, Colinas del Parque, 78294 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

² Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, Camino a la Presa San José 2055, Col. Lomas 4a sección, 78216 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

³ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec, Ciudad Universitaria, 50110 Toluca, Estado de México, México.

*Autor para correspondencia: german_germar@yahoo.com.mx

(Recibido: septiembre de 2024; aceptado: marzo de 2025)

Palabras clave: metales, contaminación, salud.

RESUMEN

La actividad industrial que ha predominado en San Luis Potosí ha impactado negativamente la salud de los cuerpos de agua aledaños a la zona industrial, como el río Espa nita. La condición ecológica de los ríos est a relacionada con la calidad del agua, el h abitat, la diversidad y abundancia de organismos acuáticos, los procesos ecológicos y la hidrología, pero también con la salud de las personas que habitan en la proximidad. El objetivo de la presente investigación fue determinar los parámetros físicos y qu imicos (temperatura, pH, carbono orgánico total, s olidos disueltos totales, conductividad eléctrica, potencial de oxidación reducción) y la concentración total y geodisponible de elementos potencialmente tóxicos (metales pesados y metaloides) en muestras de sedimentos del río Espa nita, San Luis Potosí, México, con la finalidad de verificar el cumplimiento del derecho a un ambiente sano. Las muestras fueron recolectadas y analizadas por espectroscopía de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES). Los resultados revelan que los sectores m as bajos del río Espa nita est n gravemente contaminados con elementos potencialmente tóxicos de acuerdo con los valores de las normas oficiales mexicanas e internacionales. En especial, se encuentran geodisponibles Pb (0.69-0.97 mg/L), Cd (0.08-0.09 mg/L) y As (0.01-0.04 mg/L), situación que representa un riesgo inminente para la salud del ecosistema y las personas que viven en las zonas aledañas al río.

Keywords: metals, pollution, health.

ABSTRACT

The industrial activity that has predominated in San Luis Potosí has negatively impacted the health of the water bodies surrounding the industrial zone, such as the Espańita River. The ecological condition of rivers is related to water quality, habitat, diversity, and abundance of aquatic organisms, as well as ecological processes and hydrology, but also to the health of the people who live nearby. The objective of this research was to determine the physical and chemical parameters (temperature, pH, total organic carbon, total dissolved solids, electrical conductivity, oxidation reduction potential) and the total and geoavailable concentration of potentially toxic elements (heavy metals and metalloids) in sediment samples from the Espańita River in San Luis Potosí, Mexico, with the purpose of verifying compliance with the right to a healthy environment. The samples were collected and analyzed by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-OES). The results reveal that the lower sectors of the Espańita River are severely contaminated with potentially toxic elements in accordance with the limits established by official Mexican and international standards, especially geoavailable Pb (0.69-0.97 mg/L), Cd (0.08-0.09 mg/L), and As (0.01-0.04 mg/L), which represents an imminent risk to the health of the ecosystem and the people living in the areas surrounding the river.

INTRODUCCIÓN

El estado de San Luis Potosí, México, ha experimentado un notable crecimiento en la actividad metalúrgica, minera e industrial desde la década de 1970, ya que en la región se han asentado de manera predominante empresas de la transformación de minerales metálicos, lo cual impulsó un desarrollo económico prominente. No obstante, dicha industrialización también ha provocado impactos negativos sobre los recursos naturales, especialmente sobre las propiedades del suelo y del agua de la región (COTAS 2005, CONAGUA 2023).

El acuífero somero de la región del valle de San Luis Potosí se contamina principalmente por las descargas industriales y urbanas que aún se conducen a través de canales a cielo abierto, como en el caso del río Espańita (Carrillo-Rivera 2002). En el caso del acuífero profundo, se ha demostrado una contaminación grave por el ion fluoruro (Carrillo-Rivera 2002) y otros elementos potencialmente tóxicos (EPT) como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), zinc (Zn) y cobre (Cu), los cuales se encuentran de forma natural en el agua. No obstante, su concentración aumenta por las actividades antrópicas que se desarrollan en la región (COTAS 2005, Martínez y Santacruz 2016, CONAGUA 2023, García et al. 2024). Por ello se justifica determinar la concentración de EPT en los sedimentos del río Espańita (acuífero somero), con el fin de verificar y promover el cumplimiento de las condiciones que dan base al derecho humano a un ambiente sano y al agua.

En el contexto nacional, la actividad industrial es la responsable principal de la contaminación de los cuerpos de agua; por ejemplo, el río Atoyac (Tlaxcala-Puebla) se encuentra impactado negativamente por las descargas que recibe principalmente de la actividad industrial y por los asentamientos humanos. En un estudio realizado por Villasaña et al. (2009), se determinaron concentraciones altas de metales pesados (As, Cd, Cu, Cr, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn, Al, Fe, Mn) en muestras de sedimentos, las cuales superaron los límites establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (SEMARNAT 1997), situación que representa un problema de salud pública y que ha sido convalidada recientemente por González (2024).

Otro ejemplo es el caso del río Tula (Hidalgo), el cual también está impactado por la actividad industrial. Se han determinado concentraciones elevadas de metales pesados en sedimentos, destacando el Cd, Pb, Cr, Al y el metaloide As (Alcántara et al. 2024). En todos los casos las concentraciones superaron las previstas en la NOM-001-ECOL-1996 (SEMARNAT 1997).

En el río Santiago (Jalisco) se han determinado concentraciones elevadas de metales pesados como Pb, Zn, Hg y As en sedimentos, provenientes de la industria farmacéutica y de los agroquímicos (Montes et al. 2021). Esto representa un riesgo para la salud humana, por lo que en la actualidad diversas instituciones gubernamentales han asumido la tarea de sanear estos cuerpos de agua.

La contaminación del agua con EPT implica un riesgo inminente para el ambiente y la salud de las

personas (Carrazales et al. 1999, Tovar et al. 2015). Elementos como el Pb pueden provocar efectos adversos en la salud del ecosistema acuático, aun en concentraciones bajas (Taşar et al. 2014), y efectos adversos en la salud humana como encefalopatías, ataxia, edema cerebral, deterioro cognitivo, trastornos del comportamiento, anemia, afecciones reproductivas y daño renal y hepático (Salas-Marcial 2019, Ávalos-Ramírez 2023). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS 2019a), una concentración de 5 µg/dL de Pb o menor puede generar impactos indeseables que pueden comprometer la vida de las personas.

El Cd, que se asocia en la naturaleza con depósitos de zinc (Zn), es especialmente tóxico para los seres vivos (ATSDR 2012). Los efectos adversos en la salud humana producidos por la exposición a Cd son anemia, osteomalacia, osteopenia, osteoporosis, enfermedad renal, pulmonar y hepática, cáncer y eventualmente la muerte (Järup y Åkesson 2009, ATSDR 2012, OMS 2019b).

El As es un contaminante recurrente en suelo, agua y sedimentos, y se considera que una concentración superior a 10 µg/L representa un riesgo para la salud de las personas (OMS 2011). Este elemento puede provocar enfermedades cardiovasculares, dérmicas, neurológicas, hepáticas, metabólicas y respiratorias (Guo et al. 2017, Khan et al. 2020).

El Zn, considerado como un oligoelemento esencial que se encuentra naturalmente relacionado con el Cd por su afinidad química, es fundamental para diversas funciones biológicas, que comprenden desde la mineralización ósea hasta la transcripción genómica. No obstante, la exposición a concentraciones elevadas puede provocar efectos adversos en los sistemas respiratorio, gastrointestinal y hematológico, además de alteraciones en los sistemas cardiovascular y neurológico en los seres humanos (Cantoral et al. 2015, Katayama et al. 2018, Rosas y Covarrubias 2020). Además de la intoxicación aguda, la exposición a concentraciones altas de este elemento puede interferir en la absorción de Cu; por lo tanto, muchos de sus efectos tóxicos se deben a la deficiencia de Cu (Rosas y Covarrubias 2020).

Los EPT mencionados se determinaron en los sedimentos debido a su concentración elevada en el acuífero somero del valle de San Luis Potosí (CONAGUA 2023) y a su predominio debido a las actividades antrópicas (especialmente la industrial) que se desarrollan en las inmediaciones del río Espaňita.

Es fundamental destacar la importancia de la determinación de EPT en sedimentos para evidenciar la contaminación por metales y metaloides en los

ecosistemas acuáticos, ya que estos son sumideros de retención sensible de contaminantes. Su análisis favorece la comprensión de los procesos complejos e interactivos que determinan el transporte y destino de contaminantes en el agua y en los mismos sedimentos, y la predicción de riesgos tanto para el agua superficial como para la subterránea (Woo y Chi 2001, Astorga et al. 2008, Ávila et al. 2010, Mercado et al. 2013, Argota et al., 2014, Smith et al. 2017, Wu et al. 2017, Stamatis et al. 2019, Wang et al. 2019).

Además, con base en la información sobre la contaminación del acuífero se pueden diseñar planes eficientes para la conservación y manejo sostenible del agua, suelo y sedimento; para la rehabilitación integral del ecosistema; para un mejor asesoramiento que ayude al desarrollo e implementación de políticas públicas de valoración y gestión de sedimentos, y —sobre todo— para la toma de decisiones pertinentes y oportunas que salvaguarden la integridad del ecosistema y en consecuencia la salud de las personas (Shumilin et al. 2011, 2013, Martín del Campo et al. 2014, Tovar et al. 2015, Ali y Khan 2018, Almanza et al. 2020, Daniels et al. 2020, Hansen et al. 2022).

No obstante, el uso más relevante de la determinación de concentraciones de EPT en sedimentos es la información sobre la biomagnificación en las cadenas tróficas a través de los procesos de bioconcentración y bioacumulación (Zuluaga 2015, Ali y Khan 2018). Esto justifica la determinación de los parámetros químicos y la concentración total y geodisponible de EPT (Pb, Cd, As, Zn y Cu) en muestras de sedimentos del río Espaňita para verificar y promover el cumplimiento de las condiciones que dan base al derecho humano a un ambiente sano y al agua. Derechos que están relacionados con el mantenimiento de la vida humana equilibrada, digna y saludable, declarados por el Consejo de Derechos Humanos de la Organización de las Naciones Unidas (Rossini 2022). En México, el derecho humano al medio ambiente sano se incluyó en el artículo cuarto de la Constitución política y establece que “Toda persona tiene derecho a un ambiente adecuado para su desarrollo y bienestar” (Lloreda 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la zona de estudio

La zona metropolitana de San Luis Potosí presenta un clima templado, con verano cálido semiárido. La precipitación media anual es de 402.6 mm y la temperatura media anual es de 17.5 °C, la evaporación potencial media anual es de 2038.7 mm. La zona se

caracteriza por el predominio de rocas clásticas de origen aluvial con reolitas sedimentarias asociadas a conglomerados, situación que define los suelos como aluviales (CONAGUA 2011, Estrada 2013).

En el valle de San Luis Potosí se identifican dos acuíferos, uno somero y otro profundo. En la zona urbana se encuentran tres corrientes superficiales intermitentes: los ríos Santiago, Paisanos y Españita, los cuales se recargan con escurrimientos superficiales cauce arriba y aguas industriales en el cauce bajo (CONAGUA 2011, Martínez y Santacruz 2016, García et al. 2024).

El primer punto de muestreo de los sedimentos correspondió a la presa Cañada del Lobo (PCL), una zona elevada (1982 msnm) y conservada que se caracteriza por su diversidad en flora y fauna. Se ubica en la Sierra de San Miguelito entre las coordenadas 22°05'36" y 22°06'52" N, y 100°57'54" y 100°59'71" O (Martínez y Santacruz 2016, CONAGUA 2023). Los otros nueve puntos del muestreo correspondieron al río Españita, en el que se vierten residuos de la zona industrial de San Luis Potosí (ZISLP), situada en las coordenadas 22°09'13" N y 100°58'41" O (**Fig. 1**).

Muestreo de sedimentos

Los puntos de muestreo se ubicaron utilizando un sistema geoposicionador conforme al sistema del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)

de México, en coordenadas UTM-WGS84, con base en la Norma Mexicana NMX-AA-112-SCFI-2017 (SCFI 2017).

Se recolectaron 10 muestras simples de sedimentos, una en la PCL y nueve en el río Españita de la ZISLP. Las muestras de sedimentos se recolectaron con una draga tipo Ponar de acero inoxidable previamente lavada con agua desionizada y secada con papel después de cada toma de muestra para evitar la contaminación cruzada. El muestreo se realizó a inicios de la época de estiaje (diciembre de 2022) para aprovechar el bajo nivel de caudal del canal. Es importante precisar que durante la época seca los sedimentos tienden a asentarse debido a la baja velocidad de las aguas, situación que hace pertinente la determinación precisa de la concentración de los EPT en el sistema.

Las muestras de sedimento (400-500 g) se embalaron en frascos de polietileno de alta densidad, estériles y herméticos, y se etiquetaron y transportaron al Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos de la Universidad Nacional Autónoma de México. Debido a que la toxicidad de las muestras puede cambiar con el tiempo, se almacenaron a 4 ± 2 °C para su traslado al laboratorio y se analizaron dentro de las primeras 72 h. La codificación y las coordenadas geográficas del muestreo realizado en la PCL y en el río Españita de la ZISLP se presentan en el **cuadro I**.

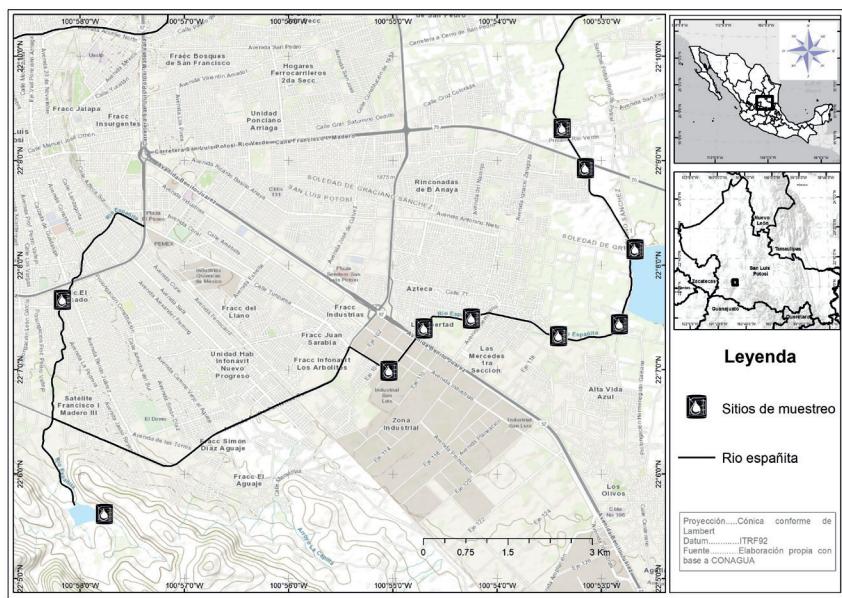


Fig. 1. Ubicación de la presa cañada del lobo y los puntos de muestreo del río Españita, San Luis Potosí, México.

CUADRO I. ALTITUD Y LOCALIZACIÓN DE LOS SECTORES DE MUESTREO DE SEDIMENTOS EN LA PRESA CAÑADA DEL LOBO Y EL RÍO ESPAÑITA DE LA ZONA INDUSTRIAL DE SAN LUIS POTOSÍ.

Lugar/sector	Altitud (msnm)	Latitud norte	Longitud oeste
PCL	1982	22°05'36"	100°57'54"
CTE	1965	22°09'13"	100°58'41"
CESE	1932	22°09'06"	100°58'11"
CCE	1911	22°08'52"	100°58'02"
CAFÉ	1895	22°08'39"	100°58'01"
CDE	1865	22°07'64"	100°57'45"
CPTE	1851	22°07'31"	100°57'29"
CBIE	1723	22°07'17"	100°57'11"
CCRE	1629	22°06'59"	100°56'48"
CBCRE	1625	22°06'18"	100°56'42"

PCL: presa Cañada del Lobo, CTE: colector Tangamanga Españita, CESE: colector Eje Sano Españita, CCE: colector Carretera 57 Españita, CAFE: colector Avenida Fénix Españita, CDE: colector descarga Españita, CPTE: colector planta tratamiento Españita, CBIE: colector bajo industrial Españita, CBRE: colector canal Rioverde Españita, CBCRE: colector bajo canal Rioverde Españita.

Tratamiento y análisis de las muestras

Ya en el laboratorio, las muestras de sedimentos fueron colocadas en platos de polietileno y secadas en estufa a 50°C durante 48 h. Previamente se retiraron piedras y otros materiales ajenos al sedimento. Las muestras se dividieron en dos partes iguales: una se resguardó como “retenido original” y el resto se utilizó para los análisis previstos.

Las muestras sujetas a análisis se disgregaron con un mortero de porcelana con pistilo previamente lavado con agua desionizada. Se tomó una nueva muestra representativa por el método de cuarteo. Se molieron 5 g de muestra con un sistema de molino ultrafino con bolas de óxido de zirconio y, debido a que los elementos lixiviados por las actividades metalúrgicas, mineras e industriales suelen acumularse tanto en los límos como en las arcillas de los sedimentos de los sistemas ribereños (Föstner 1998), los sedimentos fueron tamizados (malla núm. 100) para obtener la fracción con tamaño de grano inferior a 63 µm.

El procedimiento de digestión ácida se realizó con base en las precisiones de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) para la extracción del elemento total. Se tomaron 5 g de muestra por cuarteo y se trituraron en un sistema de molino ultrafino con bolas de óxido de zirconio. La muestra molida se pasó por una malla 100 (tamaño de partícula < 63 µm), y de dicha muestra se pesaron

0.5 g por triplicado dentro de vasijas de teflón para microondas (Multiwave 5000). Posteriormente se adicionaron a cada muestra 10 mL de HNO₃ concentrado. El sistema se dejó abierto durante 1 h para permitir que las reacciones entre el ácido nítrico y los carbonatos de la muestra concluyeran. De este modo se evitó la formación de CO₂ durante la digestión. Se cerraron las vasijas y se colocaron en un soporte estilo carrusel. En la primera etapa de la digestión se elevó la temperatura hasta 175 °C durante 20 min a una potencia de 400 W. La segunda etapa consistió en mantener la misma temperatura durante 15 min adicionales. Finalmente se dejaron enfriar las vasijas por 24 h. Una vez terminada la digestión, las muestras se filtraron con papel Whatman núm. 42 y se aforaron a 100 mL con agua desionizada. Para la extracción del elemento geodisponible, las muestras se dejaron a saturación 1:1 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 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), 284.4 nm; As (I), 188.9 nm; Zn (I), 213.9 nm, y Cu (I), 224.7 nm (I: línea atómica, II: línea iónica). Se preparó un blanco y un blanco adicionado, también por triplicado. Al 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. Los valores de las muestras duplicadas indicaron que la repetibilidad varía entre 3 y 9 % (96.3 % de recuperación).

Se determinaron tanto el pH sedimento-solución 1:2.5 de cada muestra con un potenciómetro marca Hach (SCFI 2017) como el contenido de carbono orgánico total (COT) con un analizador elemental OI Analytical. Se seleccionaron estos parámetros, ya que pueden influir en la toxicidad y movilidad de los contaminantes (Coz et al. 2008, Karlsson et al. 2010). La temperatura, conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT) y potencial de oxidoreducción (POR) se determinaron in situ con un medidor HORIBA LAQUAtwin.

En el **cuadro II**, se observan los límites de detección para los elementos analizados por espectroscopía de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES) y se comparan los resultados de los análisis realizados en el material de referencia con los valores recomendados por el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA).

CUADRO II. LÍMITES DE DETECCIÓN DE LOS ELEMENTOS DETERMINADOS Y COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS REALIZADOS EN EL MATERIAL DE REFERENCIA DEL ORGANISMO INTERNACIONAL DE ENERGÍA ATÓMICA CON LOS VALORES RECOMENDADOS.

Elemento mg/kg	Límite de detección	Valor obtenido	Valor certificado	Diferencia relativa (%)	Intervalo de confianza 95 %
Pb	10	31.5 ± 1.3	37.7	16.4	30.3-45.1
Cd	8	37 ± 1.1	41.1	17.6	36.9-41.1
As	0.011	0.08 ± 0.04	0.11	31.1	0.08-0.18
Zn	1	193 ± 4	223	13.5	213-233
Cu	4	27.1 ± 0.4	30	9.7	24-36

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) y se aplicó la prueba t de Student para comparar los valores de concentración media de los elementos en las muestras de sedimentos con el paquete estadístico SAS (SAS 1988). Las regresiones lineales y las comparaciones entre muestras fueron consideradas significativas para un valor de $p < 0.05$ (Steel y Torrie 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los parámetros químicos determinados in situ de los sedimentos muestreados se presentan en el **cuadro III**. Algunos muestran escasa variación espacial a lo largo del canal colector. Estos parámetros

químicos permiten definir la zona como gravemente contaminada, lo que se advierte con los datos del POR, que indican un ambiente reductor. Esto puede deberse a la presencia de industrias metalúrgicas en la zona, las cuales vierten a los afluentes residuos tales como lubricantes solubles, desengrasantes, minerales metálicos y no metálicos, aceites, que son las sustancias derivadas de los procesos de transformación en la industria metalúrgica de impacto promedio. Los valores de POR (-169 y 16 mV) encontrados en este estudio son consistentes con los resultados de otros estudios realizados en la misma zona (Carranza-Álvarez et al. 2008, Sarabia et al. 2011, López-Álvarez et al. 2013, Almanza et al. 2020, Ocampo-Astudillo et al. 2020). Los valores negativos de POR (-19.4 a -169 mV) determinados en la zona estudiada son

CUADRO III. PARÁMETROS IN SITU DE LOS SEDIMENTOS MUESTREADOS EN LA PRESA CAÑADA DEL LOBO Y EL RÍO ESPAÑITA DE LA ZONA INDUSTRIAL DE SAN LUIS POTOSÍ.

Lugar/sector	T (°C)	pH	COT (% en peso)	SDT mg/L	CE μS/cm	POR mV
PCL	15	8.7	24.1	44	88	31
CTE	19.2	6.9	20.1	944	1888	-19.4
CESE	24.1	7.3	16.8	471	904	-169
CCE	24	7.0	13.4	323	654	-115
CAFE	23.3	7.0	12.6	270	534	-34
CDE	23.8	7.6	12.7	502	1010	-109
CPT	21.3	7.3	11.7	758	1730	16
CBIE	17.8	7.2	6.9	414	874	-40
CCRE	19.4	6.3	5.7	808	812	-125
CBCRE	20.2	6.5	6.5	874	1730	-142

T: temperatura en grados centígrados, pH: potencial de hidrógeno, COT: carbono orgánico total, SDT: sólidos disueltos totales, CE: conductividad eléctrica, POR: potencial de oxidación-reducción. PCL: presa Cañada del lobo, CTE: colector Tangamanga Españita, CESE: colector Eje Sano Españita, CCE: Colector carretera 57 Españita, CAFÉ: colector avenida Fénix Españita, CDE: colector descarga Españita, CPTE: colector planta tratamiento Españita, CBIE: colector bajo industrial Españita, CBRE: colector canal Rioverde Españita, CBCRE: colector bajo canal Rioverde Españita.

consistentes con los vertidos industriales que actúan como agentes reductores, tales como ácidos (sulfónico y carboxílico), naftaleno, antraceno, resinas de melamina y lignosulfonato (Mei-Yan et al. 2019).

Los valores de pH fluctuaron entre 6.3 en el colector canal Rioverde EspaÑita (CCRE) y 7.6 en el colector de descarga EspaÑita (CDE). El incremento de pH a 7.6 puede estar asociado con descargas de agua residual en este punto, provenientes de las industrias aledañas que manufacturan productos de limpieza, las cuales emplean acetona y amoníaco en sus procesos de producción. Es importante destacar que en todos los puntos muestreados se encontraron valores alrededor de siete, situación que se debe a que el agua del río EspaÑita se mezcla con agua meteórica en seis puntos distinguibles a lo largo de su recorrido.

La Norma Oficial Mexicana para agua de riego establece que el valor óptimo de pH debe fluctuar entre 7 y 8, de acuerdo con la Norma Técnica Ecológica NTESLP-AR-001/05 (SEGA 1999). Esta situación fue consistente en los puntos colector Carretera 57 EspaÑita (CCE) y colector Avenida Fénix EspaÑita (CAFÉ). En ambos casos se determinó un pH de 7.

La CE de los sedimentos en la PCL y el río EspaÑita de la ZISLP varía de 534 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el punto CAFÉ a 1888 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el colector Tangamanga EspaÑita (CTE). La CE aumentó drásticamente en el punto CTE, lo cual está asociado con descargas de agua de la zona urbana e industrial. Se considera que el aumento de la CE en este punto se puede deber a las descargas de agua sanitaria al canal, ya que estas descargas a un afluente pueden provocar un aumento de CE 1000 a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tchobanoglous et al. 2013, Deng et al. 2016). Por lo tanto, medir la CE es útil para detectar vertidos de las industrias, principalmente del ramo alimenticio y químico. Además, la identificación de la CE en los sedimentos ofrece la posibilidad de proponer ciertas masas de agua para el riego agrícola y garantizar con ello el acceso a agua “aceptable” para satisfacer las necesidades humanas (García et al. 2024).

El contenido de sólidos disueltos totales (SDT) fue mayor en la salida de descargas del colector industrial CCRE (808 mg/L) y el colector bajo Canal Rioverde EspaÑita (CBCRE) (874 mg/L), similar al colector Planta Tratamiento (CPT) de 758 mg/L. El contenido de SDT está compuesto por iones inorgánicos como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , CO_3^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , así como una pequeña cantidad de materia orgánica. Dichas sustancias pueden provenir de fuentes naturales o de actividades antrópicas. La escorrentía agrícola y urbana, por ejemplo, puede transportar el exceso de minerales a las fuentes de agua, al igual

que las descargas de aguas residuales y las aguas residuales industriales (Frascareli et al. 2018, Hasan et al. 2019). El agua con altos niveles de sólidos disueltos es aquella que interactúa con rocas con alto contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} (Fuentes-Hernández et al. 2019). De forma similar, una concentración alta de SDT es un indicador de la presencia de contaminantes potencialmente dañinos como As, Mn, Fe, sulfato y bromuro, especialmente cuando se agrega al agua un exceso de SDT a través de escorrentías y descargas de aguas residuales (Liu et al. 2017).

El cuadro IV muestra la concentración total y geodisponible de EPT (Pb, Cd, As, Zn y Cu) determinada en los sedimentos muestreados en la PCL y el canal colector del río EspaÑita de la ZISLP. La concentración total y geodisponible de EPT determinada en los sedimentos de la PCL es significativamente menor respecto de la determinada en sedimentos de otros nueve sitios muestreados. En la PCL se determinó una concentración significativamente baja “total” de EPT (5.36, 23.69, 23.22, 36.98, 9.22 mg/kg para Pb, Cd, As, Zn y Cu, respectivamente). En todos los casos, la geodisponibilidad de dichos elementos estuvo por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada, excepto en el caso de Pb, Cd y As, lo cual no representa un riesgo potencial para la salud ambiental o humana según los valores totales 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 et al. 1993). En este sentido, las concentraciones total y geodisponible de EPT determinadas en el sitio PCL constatan la conservación del cuerpo de agua, en el cual aún se pueden observar indicadores biológicos de salud tales como peces y ranas, entre otros (Martínez y Santacruz 2016).

La PCL se ubica en un gradiente altitudinal superior (1982 msnm) al del río EspaÑita, por lo cual no recibe retornos de riego de la agricultura intensiva y semiintensiva que se desarrolla en terrenos abajo, lo cual favorece la conservación del cuerpo de agua y de sus recursos naturales asociados (flora y fauna).

La concentración total de EPT determinada en los sedimentos del río EspaÑita de la ZISLP es variable dependiendo del sector del río. En general, la concentración total de los elementos analizados en los sedimentos decreció en este orden: colector bajo canal Rioverde EspaÑita (CBCRE) > colector canal Rioverde EspaÑita (CCRE) > colector bajo industrial EspaÑita (CBIE) > colector planta tratamiento EspaÑita (CPTE) > colector descarga EspaÑita (CDE) > colector Avenida Fénix EspaÑita (CAFÉ) > colectar carretera 57 EspaÑita (CCE) > colector eje

CUADRO IV. CONCENTRACIÓN MEDIA TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Pb, Cd, As, Zn y Cu DETERMINADA EN LOS SEDIMENTOS DE LA PRESA CAÑADA DEL LOBO Y EL RÍO ESPAÑITA DE LA ZONA INDUSTRIAL DE SAN LUIS POTOSÍ.

Lugar/sector	Pb total (mg/kg)	Pb GeoD (mg/L)	Cd total (mg/kg)	Cd GeoD (mg/L)	As total (mg/kg)	As GeoD (mg/L)	Zn total (mg/kg)	Zn GeoD (mg/L)	Cu total (mg/kg)	Cu GeoD (mg/L)
PCL	5.36a	BLD	23.69	BLD	23.22	BLD	36.98a	BLD	9.22a	BLD
CTE	62.59b	0.69a	28.69	BLD	25.65	BLD	256.25b	BLD	65.32b	BLD
CESE	62.66b	0.81b	32.65	BLD	35.69	BLD	369.54c	BLD	69.11b	BLD
CCE	69.14b	0.92b	65.56	BLD	40.11	0.01	395.64c	BLD	66.23b	BLD
CAFE	175.69c	0.92b	71.72	0.08	49.65	0.01	398.41c	BLD	78.98b	BLD
CDE	152.78c	0.92b	79.12	0.08	62.56	0.01	456.28d	BLD	79.44c	BLD
CPT	195.68c	0.92b	89.65	0.08	121.65	0.01	465.16d	BLD	82.98c	BLD
CBIE	294.65d	0.95c	113.67	0.09	168.28	0.01	472.64d	BLD	88.93c	BLD
CCRE	299.51d	0.96c	128.91	0.08	192.65	0.04	499.99d	BLD	92.91d	BLD
CBCRE	281.68d	0.97c	155.64	0.09	178.65	0.04	498.78d	BLD	96.67d	BLD

Pb: valores del nivel de bajo efecto (NBE): 31 mg/kg; 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): 0.06 mg/L.

Cd: NBE: 16 mg/kg; NES: 75 mg/kg; S: 0.04 mg/L; VFG: 0.04 mg/L.

As: NBE: 11 mg/kg; NES: 41 mg/kg; S: 0.05 mg/L; VFG: 0.05 mg/L.

Zn: NBE: 120 mg/kg; NES: 820 mg/kg; S: 0.06 mg/L; VFG: 0.06 mg/L.

Cu: NBE: 16 mg/kg; NES: 110 mg/kg; S: 0.04 mg/L; VFG: 0.04 mg/L.

GeoD: concentración geodisponible, BLD: bajo el límite de detección, PCL: presa Cañada del Lobo, CTE: colector Tangamanga Españita, CESE: colector Eje Sano Españita, CCE: colector carretera 57 Españita, CAFÉ: colector avenida Fénix Españita, CDE: colector descarga Españita, CPTE: colector planta tratamiento Españita, CBIE: colector bajo industrial Españita, CBRE: colector canal Rioverde Españita, CBCRE: colector bajo canal Rioverde Españita.

Literales distintas indican diferencias significativas.

sano Españita (CESE) > colector Tangamanga Españita (CTE) > presa Cañada del Lobo (PCL). Con relación a la fracción geodisponible, sólo en el caso de Pb, Cs y As se determinaron concentraciones que representan un riesgo potencial para el ambiente y que superan los valores guía previstos (en mg/L): CBCRE: Pb = 0.97, Cd = 0.9, As = 0.4; CCRE: Pb = 0.96, Cd = 0.8, As = 0.4; CBIE: Pb = 0.95, Cd = 0.9, As = 0.1; CPT: Pb = 0.92, Cd = 0.8, As = 0.1; CDE: Pb = 0.92, Cd = 0.8, As = 0.1; CAFE: Pb = 0.92, Cd = 0.8, As = 1; CCE: Pb = 0.92, As = 0.1; CESE: Pb = 0.81; CTE: Pb = 0.69.

Las concentraciones geodisponibles de Pb, Cd y As determinadas en los sedimentos del río Españita de la ZISLP pueden originarse por la confluencia al canal de afluentes de agua de la zona urbano-industrial, es decir, una carga abundante de EPT converge al canal.

Las concentraciones de EPT en la PCL son de NBE y no representan un riesgo para el ambiente si se comparan con las normas para la protección y el manejo de sedimentos acuáticos de Ontario, Canadá. No obstante, en los otros nueve sitios muestreados la concentración total de EPT superó significativamente el valor de NBE, lo cual puede representar un riesgo potencial en el corto plazo si continúa aumentando.

En el caso particular del Pb, Cd y As, las concentraciones determinadas para Pb, Cd y As en los sedimentos del CBCRE (281.68, 155.64 y 178.65 mg/kg, respectivamente), el CCRE (299.51, 128.91 y 192.65 mg/kg, respectivamente) y el CBIE (294.65, 113.67 y 168.28 mg/kg, respectivamente), así como en los sedimentos del CPT (As = 121.65 mg/kg), superan el NES (Pb = 250, Cd = 100 y As = 100 mg/kg), lo cual se puede traducir en un riesgo potencial inminente para la salud del ecosistema y de las personas de la zona.

El Pb y el Cd son elementos que tienden a solubilizarse y potencializarse cuando interactúan con elementos de intercambio pasivo como el Al, Zn, Se, Mn y Mg, factor que puede propiciar su acumulación en la zona y/o potencial disponibilidad en los sistemas vivos (Ho y Egashira 2001, Fytianos et al. 2011, Nordberg et al. 2015). Lo anterior puede explicar que la concentración total de Pb y Cd en los sedimentos del CBCRE (Pb = 281.68 mg/kg), CCRE (Pb = 299.51 mg/kg) y CBIE (Pb = 294.65 mg/kg) fuera suficientemente alta para su determinación espectroscópica. Es importante precisar que, además, se infiere que el Pb y el Cd podrían estar formando compuestos de baja solubilidad o estar sorbidos en partículas coloidales, razón por la cual no se pudo detectar una concentración total aumentada o profunda en los

sedimentos. Lo anterior sugiere que posiblemente la concentración de Pb y Cd sea mayor en los sectores basales del río Espaňita de la ZISLP y represente por consiguiente un riesgo inminente para la salud humana y el ecosistema en general.

Estos resultados indican que las concentraciones de elementos contaminantes en la zona de estudio pueden impactar de forma sumamente grave la vida acuática (flora y fauna) y, principalmente, la salud de quienes residen en las áreas aledañas al río, vulnerando así su derecho a un ambiente sano. Es preocupante que en México no existan actualmente valores normados o regulados en sedimentos que permitan comparar o contrastar los valores de concentración de los EPT encontrados en esta investigación.

CONCLUSIONES

Los sedimentos de la sección media y baja del río Espaňita se encuentran severamente contaminados con elementos potencialmente tóxicos como Pb, Cd y As, a consecuencia de las descargas que surgen de los procesos productivos de la actividad metalúrgica, minera e industrial en la zona industrial de San Luis Potosí. Las concentraciones altas de Pb, Cd y As (fracción geodisponible) encontradas en los sedimentos pueden tener efectos adversos para la biota y la salud de las poblaciones humanas que residen en la sección baja del río Espaňita; además, los resultados obtenidos en los sedimentos analizados por ICP-OES evidencian el uso de agroquímicos (especialmente plaguicidas) y el empleo de aguas residuales para el riego agrícola y el riego de retorno.

La evidente afectación ambiental en el río Espaňita de la zona industrial de San Luis Potosí respalda el monitoreo constante de dicho canal con el propósito de prever efectos adversos en la salud del ecosistema y la salud humana. En este sentido, los resultados de este estudio pueden considerarse como una pauta inicial de los niveles característicos o típicos de esta zona.

Se recomienda realizar una valoración integral de dicho microecosistema, incluyendo estudios de movilidad y biodisponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos, así como de sus interacciones físicas y químicas, los procesos microbiológicos y su efecto sobre la biota, para de este modo garantizar el derecho a un ambiente sano.

A partir de la comparación de las concentraciones de EPT en el río Espaňita con valores guías de otros países, resulta evidente que el derecho humano a un

ambiente sano, consagrado en la Constitución mexicana, no se está cumpliendo, de manera particular, en los habitantes de las zonas aledañas al río Espaňita.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto A1-S-8468, “Los discursos de la sequía en San Luis Potosí: implicaciones socioambientales en el uso y manejo del agua”, fondos SEP-CONAHCYT, base fundamental para el desarrollo del proyecto de investigación científica de estancia posdoctoral del Dr. Germán Martínez Alva.

REFERENCIAS

- Alcántara V., González D. y García 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.
- Ali H. y Khan E. (2018). Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment* 25 (6), 1353-1376. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>
- Almanza Tovar O.G., Ramos Leal J.A., Tuxpan Vargas J., Hernández García G.J. y Lara Basulto J. (2020). Contrast of aquifer vulnerability and water quality indices between an 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>
- Argota G., Argota H. y Fernández A. (2014). Determinación de Cu, Zn, Pb y Cd por espectrometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado en aguas y sedimentos del ecosistema San Juan, Santiago de Cuba. *Revista Cubana de Química* 26 (2), 85-93.
- Astorga M.S., Calisto N. y Guerrero S. (2008). Baseline concentrations of trace metals in macroalgae from the Strait of Magellan, Chile. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80, 97-101. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9323-3>
- ATSDR (2012). Toxicological profile for cadmium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Washington, D.C., EUA, 487 pp.
- Ávalos-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>

- Ávila H., Gutiérrez E., Ledo H., Araujo M. y Sánquiz M. (2010). Heavy metals distribution in superficial sediments of Maracaibo Lake (Venezuela). Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia 33 (2), 122-129.
- Cantoral A., Téllez M.M., Levy T. S., Hernández M., Schnaas L., Hu H. y Ettinger A.S. (2015). Differential association of lead on length by zinc status in two-year old Mexican children. Environmental Health 14, 1-7. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0086-8>
- Carranza-Álvarez C., Alonso-Castro A.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, 297-309. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9545-3>
- Carrillo-Rivera J.J., Cardona A. y Edmunds W.E. (2002). Using extraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high-fluoride concentration in obtained groundwater: San Luis Potosí basin, Mexico. Journal of Hydrology 261, 24-47. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00566-2)
- Carrazales L., Batres L., Ortiz M.D., Mejía J.J., Yáñez L., García E., Reyes H. y Díaz-Barriga F. (1999). Efectos en salud asociados con la exposición a residuos peligrosos. Scientiae Naturaes 2, 5-28.
- CONAGUA (2011). Estadísticas del agua en México, edición 2011. Comisión Nacional del Agua, México, 185 pp.
- CONAGUA (2023). Determinación de la disponibilidad del agua en el acuífero San Luis Potosí, estado de San Luis Potosí. Comisión Nacional del Agua, México, 77 pp.
- COTAS (2005). Estudio técnico respecto a las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 "San Luis Potosí" en el estado de San Luis Potosí. Comité Técnico de Agua Subterránea del Acuífero del Valle de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, 74 pp.
- Coz A., Rodríguez O., Alonso R., Álvarez M., Andrés A., Viguri J.R., Mantzavinos D. y Kalogerakis N. (2008). Toxicity bioassays in core sediments from the Bay of Santander, Northern Spain. Environmental Research 106 (3), 304-312. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.05.009>
- Daniels W.M., House W.A., Rae J.E. y Parker A. (2020). The distribution of micro-organic contaminants in river bed sediment cores. Science of The Total Environment 253, 81-92. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00379-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00379-X)
- Deng J., Wang Y., Liu X., Hu W., Zhu J. y Zhu L. (2016). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals and As pollution in the sediments of a shallow lake. Environmental Monitoring and Assessment 188, 296. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5301-8>
- Estrada F. (2013). El agua de San Luis Potosí, contaminación y saneamiento. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, 126 pp.
- Föstner U. (1998). Integrated pollution control. Springer Verlag, Berlín, Alemania, 505 pp.
- Frascareli D., Cardoso S., De Oliveira J., Henrique A., Martins M.L., López J.C. y Moschini V. (2018). Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment 190, 199. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6515-8>
- Fuentes-Hernández M., Sanguinetti-Gamboa O. y Rojas de Astudillo 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, 101-114. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.07>
- Fytianos K., Katsianis G., Triantafyllou P. y Zachariadis G. (2011). Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 67, 0423-0430. <https://doi.org/10.1007/s001280141>
- García L.D., Martínez A., Santacruz de León G., Ilizaliturri C.A., Espinosa G., Ramos J.A. y Morán J. (2024). Evaluación toxicológica del río Espita de San Luis Potosí. En: Suelos sanos y resilientes para el desarrollo sostenible (Fernández F., Medina G., Ojeda D. y Flores D., Eds.). Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Ciudad de México, pp. 320-327.
- González Arévalo A.L. (2024). La contaminación del río Atoyac ubicado en la Región Centro de México. En: Sostenibilidad y desarrollo regional de cara a los desafíos socioambientales (Sarmiento J.F., Ed.). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, pp. 527-542.
- Guo X., Fujino Y., Ye X., Liu J. y Yoshimura T. (2017). The health risk associated with chronic diseases in villages with high arsenic levels in drinking water supplies. Exposure and Health 9, 261-273. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0238-2>
- Hansen A.M., Chevesich P.G. y De França M. (2022). Congreso iberoamericano sobre sedimentos y ecología. 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), 1-23. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
- Ho T.L.T. y Egashira K. (2001). Solid/solution ratio on extraction of heavy metals by dilute acids from

- agricultural soils and river sediments in Hanoi, Vietnam. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32 (5-6), 643-660. <https://doi.org/10.1081/CSS-100103898>
- Järup L. y Åkesson A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology* 238, 201-208. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2009.04.020>
- Karlsson K., Viklander M., Scholes L. y Revitt M. (2010). Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials* 178 (1-3), 612-618. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.129>
- Katayama K., Kawaguchi T., Shiraishi K., It T., Suzuki K., Koreeda C. y Suzuki K. (2018). The prevalence and implication of zinc deficiency in patients with chronic liver disease. *Journal of Clinical Medicine Research* 10 (5), 437. <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>
- 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, 31-39. <https://doi.org/10.4491/eer.2016.015>
- Lloreda W.Y.V. (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>
- López-Álvarez B., Ramos-Leal J.A., Morán-Ramírez J., Cardona Benavides A., Hernández García 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.
- 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 (México). *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: *Problemática y desigualdad en la gestión del agua en la cuenca semiárida y urbanizada del valle de San Luis Potosí* (Santacruz G. y Peña F., Eds.). El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México, p. 289.
- Mei-Yan J., Jong-Jun L., Hye-Ji O., Gui-Sook N., Kwang-Seuk J., Jong-Min O. y Kwang-Hyeon C. (2019). The response of catchment ecosystems in eutrophic agricultural reservoirs to water quality management using DOM fluorescence. *Sustainability* 11 (24), 1-13. <https://doi.org/10.3390/su11247207>
- Mercado I.D., González G. y Valencia S.H. (2013). Remoción de níquel y DQO presentes en las aguas residuales de la industria automotriz mediante electrocoagulación. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia* 10 (19), 13-21.
- Montes P., Castro N., Ávila R., Olvera P., Raygoza M., Garnica B., Reynoso J. y Ruvalcaba J. (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. y Nordberg M. (2015). *Handbook on the toxicology of metals*. 4a ed. Academic Press, Cambridge, Inglaterra, 542 pp.
- 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: *Water availability and management in Mexico* (Otazo E., Navarro A., y Singh V., Eds.). Springer Nature, Aargau, Suiza, pp. 77-97. https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_4
- OMS (2011). Arsenic in drinking-water: Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Organización Mundial de la Salud, México D.F., 164 pp.
- OMS (2019a). Intoxicación por plomo y salud. Organización Mundial de la Salud, Ciudad de México, México, 144 pp.
- OMS (2019b). Exposición al cadmio: un problema importante de salud pública. Organización Mundial de la Salud, Ciudad de México, México, 254 pp.
- 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, Ontario, Canadá, 23 pp.
- Rosas R. y Covarrubias A. (2020). El papel del zinc en la salud humana. *Revista Médica del Instituto Mexicano del Seguro Social* 58 (4), 477-485. <https://doi.org/10.24875/RMIMSS.M20000073>
- 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
- Salas-Marcial C., Garduño-Ayala M.A., Mendiola-Ortiz P., Vences-García J.H., Zetina-Román V.C., Martínez-

- Ramírez O.C. y Ramos-García M.D. (2019). Fuentes de contaminación por plomo en alimentos, efectos en la salud y estrategias de prevención. Revista Iberoamericana de Tecnología Postcosecha 20 (1), 111-121.
- Sarabia Meléndez I.F., Cisneros Almazán R., Aceves de Alba J., Durán García H.M. y Castro Larragoitia 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.
- SAS. (1988). SAS/STAT user's guide, v. 6.03. SAS Institute, Cary NC, EUA, 128 pp.
- SCFI (2017). 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). Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, México, 17 de noviembre.
- SEGA (1999). Norma Técnica Ecológica NTESLP-AR-001/05. Que establece las condiciones generales de descarga de aguas residuales a la red de drenaje y alcantarillado de los municipios de San Luis Potosí. Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental, San Luis Potosí, México. Diario Oficial de San Luis Potosí, 27 de enero.
- SEMARNAT (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, México, 6 de enero.
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para la caracterización y determinación de concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio, vanadio y sus compuestos inorgánicos; así como los criterios de remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, México, 2 de marzo.
- Shumilin E., Gordeev V., Rodríguez G., Demina L. y Choumiline K. (2011). Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalia mining region, western Gulf of California. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 60, 8-25. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9532-3>
- Shumilin E., Jiménez A.R. y López S. (2013). Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía harbor, Baja California Peninsula. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 90, 333-337. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0923-1>
- Smith J., Colina M., Colina G., Sánchez J. y Montilla B. (2017). Especiación de mercurio en el Caño Alparagatón y en las zonas marino-costero del Golfo Triste (Venezuela). Revista Bases de la Ciencia 2 (3), 17-36. https://doi.org/10.33936/rev_bas_de_la_ciencia.v2i3.1031
- Stamatis N., Kamidis N., Pigada P., Sylaios G. y Koutrakis E. (2019). Quality indicators and possible ecological risks of heavy metals in the sediments of three semi-closed east Mediterranean gulfs. Toxics 7, 30-46. <https://doi.org/10.3390/toxics7020030>
- Steel R.G.D. y Torrie J.H. (2010). Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. McGraw-Hill, Nueva York, EUA, 452 pp.
- Taşar S., Kaya F. y Özer A. (2014). Biosorption of lead(II) ions from aqueous solution by peanut shells: Equilibrium thermodynamic and kinetic studies. Journal of Environmental Chemical Engineering 2 (2), 1018-1026. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.03.015>
- Tchobanoglou G., Burton F.L. y Stensel H.D., eds. (2003). Metcalf & Eddy wastewater engineering: Treatment and reuse. McGraw Hill, Nueva York, EUA, 384 pp.
- Tovar Artunduaga 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. <https://doi.org/10.21500/20275846.1731>
- Villasaña A.M., Pulido G., Monks S., Gordillo A.J. y Villegas E.C. (2009). Evaluación físicoquímica, microbiológica y toxicológica de la degradación ambiental del río Atoyac, México. Interciencia 34 (12), 880-887. <https://doi.org/0378-1844/09/12/880-05>
- Wang Z., Zhou J., Zhang C., Qu L., Mei K., Dahlgren R., Zhang M. y 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, 1022-1030. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.078>
- Woo N.C. y Chi M.J. (2001). Arsenic and metal contamination of water resources from mining wastes in Korea. Environmental Geology 40, 305-311. <https://doi.org/10.1007/s002540000161>
- Wu L., Liu G., Zhou C., Liu R., Xi S., Da C. y Liu F. (2017). 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 2017, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0462-8>
- Zuluaga J., Gallego Ríos S.E. y Ramírez C.M. (2015). Content of Hg, Cd, Pb and As in fish species: A review. Revista de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas y Alimentarias 22 (2), 148-159.