

Análisis de indicadores ambientales en registros sedimentarios recientes de reservorios en México central

Analysis of environmental proxies in recent sedimentary records from reservoirs in central Mexico

Cinthy Soledad **Manjarrez-Rangel**¹, Silvana Raquel **Halac**², Eduardo Luis **Piovano**²,
María Cristina **Del Rincón Castro**^{1,3}, Raúl **Miranda Avilés**⁴, Gabriela Ana **Zanor**^{1,5,*}

¹ Posgrado en Biociencias, División de Ciencias de la Vida, Universidad de Guanajuato. Ex Hacienda El Copal, Km 9, Carretera Irapuato-Silao, C.P. 36500, Irapuato, Guanajuato, México.

² Centro de Investigaciones en Ciencias de La Tierra (CICTERRA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (UNC). Av. Vélez Sarsfield 1611, X5016GCA Córdoba, Argentina.

³ Departamento de Alimentos, División de Ciencias de la Vida, Universidad de Guanajuato. Ex Hacienda El Copal, Km 9, Carretera Irapuato-Silao, C.P.36500, Irapuato, Guanajuato, México.

⁴ Departamento de Ingeniería en Minas, Metalurgia y Geología, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato. Ex Hacienda de San Matías S/N, CP. 36020, Guanajuato, Guanajuato, México.

⁵ Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Universidad de Guanajuato. Ex Hacienda El Copal, Km 9, Carretera Irapuato-Silao, C.P.36500, Irapuato, Guanajuato, México

* Autor para correspondencia: (G.A. Zanor) gzanor@ugto.mx

Cómo citar este artículo:

Manjarrez-Rangel, C.S., Halac, S.R., Piovano, E.L., Del Rincon Castro, M.C., Miranda Avilés, R., Zanor, G.A., 2024, Análisis de indicadores ambientales en registros sedimentarios recientes de reservorios en México central: Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 75 (1), A181223 <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2024v76n1a181223>

Manuscrito recibido: 13 de Agostp de 2023.
Manuscrito corregido: 15 de Noviembre de 2023.
Manuscrito aceptado: 18 de Diciembre de 2023.

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

RESUMEN

Con el objetivo de analizar y comparar los cambios en la dinámica ambiental en la Laguna de Yuriria (LY) y la presa La Esperanza (PLE) se extrajeron núcleos sedimentarios cortos y se efectuó un análisis multi-indicador junto con el cálculo de índices geoquímicos. Las concentraciones de los elementos traza se compararon con los lineamientos internacionales de calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática. Los sedimentos correspondientes a las últimas décadas de la LY indicaron un incremento progresivo en la productividad primaria, evidenciado por los contenidos elevados de carbono orgánico total (COT), derivados de clorofila (DC), carotenoides totales (CT) y fósforo total (PT), relacionado probablemente al aumento de urbanización, descargas de aguas residuales y actividades agrícolas. La zona oeste de la LY presentó valores más elevados de CT indicando un aporte de vegetación acuática vascular (lirio acuático). En cambio, la zona norte y este de la LY mostró valores más altos de DC evidenciando una productividad primaria alta, asociada a florecimientos algales. Una correlación positiva entre COT y CIT (carbono inorgánico total) en los registros de la LY sugiere la precipitación bioinducida de carbonatos. El As mostró concentraciones elevadas en los sedimentos de la LY, lo cual podría ser atribuido al uso de agroquímicos en la región, con posibles efectos adversos para la biota acuática. Por otra parte, la correlación positiva entre COT y PT en los sedimentos de la PLE evidenciaron un aporte de materia orgánica exógena que podría asociarse a la deforestación en la cuenca hidrológica. Se demostró una contaminación por Cr y Zn en la PLE, los cuales serían probablemente aportados por fuentes geogénicas, mientras que el Cu y el As tendrían un probable origen antropogénico (minería). El Cu, el Cr, el As y el Pb revelaron posibles efectos adversos para la biota acuática. Este estudio permitió evaluar el estado de los procesos de contaminación en ambos reservorios y demostró que las secuencias sedimentarias son herramientas útiles para estudiar la dinámica ambiental a nivel espacial y vertical, lo que puede utilizarse para mejorar la gestión y cogestión de los reservorios.

Palabras clave: sistemas lacustres, sedimentos, indicadores fisicoquímicos/biológicos/geoquímicos, Lineamientos de Calidad de Sedimentos, estado de Guanajuato

ABSTRACT

This study analyses and compares changes in environmental dynamics in Laguna de Yuriria (LY) and La Esperanza (PLE) reservoirs. For this purpose, short sediment cores were extracted, and a multi-proxy environmental analysis was performed together with the calculation of geochemical indices. Trace element concentrations were compared with international sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. The sediments corresponding to the last decades of the LY indicated a progressive increase in primary productivity, evidenced by elevated contents of total organic carbon (TOC), chlorophyll derivatives (CD), total carotenoids (TC) and total phosphorus (TP) in the last years, which is likely related to increased urbanization, wastewater discharges and agricultural activities. While the northern and eastern zones of the LY have greater CD values indicating a high primary productivity linked to algal blooms, the western part of the LY has higher TC values reflecting a contribution of aquatic vascular plants (water hyacinth). The positive correlation between TOC and TIC (total inorganic carbon) in the LY record indicates that carbonate precipitation is caused by biological processes. Regarding trace elements, As showed elevated concentrations in the LY sediments, probably associated with the use of agrochemicals in the region, and with potential adverse effects on aquatic biota. On the other hand, the positive correlation found in the sediments of PLE between TOC and TP indicates the contribution of exogenous organic matter, most likely as a result of the hydrological basin's deforestation. Contamination by Cr and Zn was demonstrated in the PLE, which would be contributed by geogenic sources, while Cu and As would have an anthropogenic origin (mining). Cu, Cr, As and Pb revealed potential negative effects on aquatic biota. This research allowed us to assess the status of contamination processes in both reservoirs and demonstrated that the sedimentary sequences serve to document the environmental dynamics at a spatial and vertical scale that can be used to improve the management and co-management of the reservoirs.

Keywords: lacustrine systems, sediments, physicochemical/biological/geochemical proxies, Sediment Quality Guidelines, Guanajuato state

1. Introducción

En las últimas décadas, la intervención humana ha acelerado la degradación de los reservorios de México, mediante los procesos de eutrofización cultural y de contaminación por sustancias tóxicas, en su mayoría asociado a actividades agrícolas, mineras e industriales, y al cambio de uso de suelo en sus áreas de captación (Chaparro *et al.*, 2020; Ochoa-Contreras *et al.*, 2021; Lecomte *et al.*, 2022). La eutrofización cultural es uno de los problemas principales que afecta la calidad del agua y el desarrollo de las funciones de estos sistemas lacustres. La eutrofización cultural es entendida como un proceso antropogénico, relacionado con el ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua, principalmente fósforo (P) y nitrógeno (N), a una velocidad mayor a la que ocurre naturalmente (Zepernick *et al.*, 2023). Los nutrientes pueden provenir de fuentes puntuales (descargas de aguas residuales domésticas e industriales) y difusas (escorrentías agrícolas y ganaderas) (Bhagowati y Ahamad, 2019; Kapsalis y Kalavrouziotis, 2021). El enriquecimiento de nutrientes acelerado produce una tasa de producción primaria elevada y cambios en la composición de la comunidad de fitoplancton, generando desbalances que amenazan la estabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos (Le Moal *et al.*, 2019). Entre las consecuencias más frecuentes de la eutrofización, se conocen la proliferación de algas potencialmente tóxicas, la disminución de oxígeno disuelto, la mortandad de peces y la pérdida de biodiversidad (Vantarakis, 2021).

Frecuentemente, se emplean los registros sedimentarios obtenidos de los sistemas lacustres naturales y artificiales para investigar los impactos de los procesos naturales y antropogénicos que ocurren sobre estos sistemas, debido a que éstos conservan evidencia de la evolución tanto de la dinámica ambiental lacustre como de su cuenca hidrológica (Hollert *et al.*, 2018; Halac *et al.*, 2020; Paterson *et al.*, 2020; Watson y Medeiros, 2021). El estudio de los núcleos sedimentarios se realiza a partir de indicadores físicos, geoquímicos, y

biológicos, los cuales aportan información útil para identificar los procesos ocurridos en los sistemas y evaluar la respuesta ambiental a tales procesos, así como asociarlos a probables agentes de cambio (Smol, 1992; Birks y Birks, 2006). Dentro de los indicadores biológicos se encuentran los pigmentos fósiles (carotenoides y clorofilas) que proveen información sobre las variaciones en la abundancia del fitoplancton y macrófitas (Lami *et al.*, 2000; Coianiz *et al.*, 2015), por lo que estos son empleados para reconstruir los cambios de productividad primaria de los ambientes lacustres (Buchaca y Catalan, 2007; Lami *et al.*, 2010; Halac *et al.*, 2020).

Por otro lado, la información geoquímica de los elementos traza en los sedimentos permite evaluar el nivel de contaminación y el riesgo para la biota acuática ante la exposición a contaminantes tóxicos. Las concentraciones de elementos traza pueden ser comparadas con los Lineamientos de Calidad de Sedimentos (por sus siglas en inglés: *Sediment Quality Guidelines*, SQG) del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment*; CCME, 2001), para determinar el riesgo potencial de contaminación y el impacto adverso en las especies acuáticas (Morales-García *et al.*, 2020; Salcedo Sánchez *et al.*, 2022).

En particular, la Laguna de Yuriria (LY) y la presa La Esperanza (PLE) son dos reservorios que se encuentran en cuencas hidrológicas amenazadas por el crecimiento urbano y el desarrollo de distintas actividades antropogénicas (agricultura, ganadería e industria). Los principales usos que se les dan a la PLE y a la LY son el abastecimiento de agua para uso público urbano y el riego agrícola, respectivamente (SMAOT, 1998, 2005). En investigaciones limnológicas previas se ha reportado que la LY presenta un alto grado de eutrofización debido a los aportes de nutrientes y el reciclaje interno de N (Ventura y Retana, 1993; Espinal-Carreón *et al.* 2013; Zanon *et al.*, 2023). En los últimos años, se ha evidenciado el aumento de la salinización como resultado de las escorrentías urbanas y

agrícolas que generan partículas sólidas y que disminuyen la calidad del agua para la vida acuática (Zanor *et al.*, 2023). Metcalfé y O’Hara (1992) realizaron la extracción de un núcleo sedimentario en el cráter La Joya (próximo a la LY; Figura 1) e identificaron episodios con aumentos en los aportes de nutrientes. Por su parte, la PLE se localiza dentro del Distrito Minero de Guanajuato (DMG; Figura 1), en la parte centro occidental del estado de Guanajuato (Ramos–Gómez *et al.*, 2012). El desarrollo minero del DMG ha significado un auge en la economía regional generando por décadas gran cantidad de desechos mineros y un número importante de sitios contaminados en toda la región de influencia (Miranda-Avilés *et al.*, 2009; Córdova de la Cruz y Esparza Claudio, 2016; Chaparro *et al.*, 2020). Actualmente, sólo existen estudios

de monitoreos ambientales contemporáneos de la LY (Espinal-Carreón *et al.*, 2013; Zanor *et al.*, 2023), mientras que para la PLE no existe ningún trabajo de investigación publicado.

Por lo anterior, este estudio tiene como objetivo el análisis de indicadores ambientales (físicoquímicos, biológicos y geoquímicos) en registros sedimentarios cortos de los reservorios de la LY y de la PLE, para evaluar los cambios en la dinámica ambiental, la productividad primaria y las principales fuentes de aporte alóctonas que afectan a estos sistemas lacustres durante los últimos años. Este estudio constituye uno de los primeros trabajos de investigación sobre los cambios en la dinámica ambiental en la LY y la PLE desde una perspectiva limnogeológica y aporta información clave para la co-gestión de estos recursos hídricos.

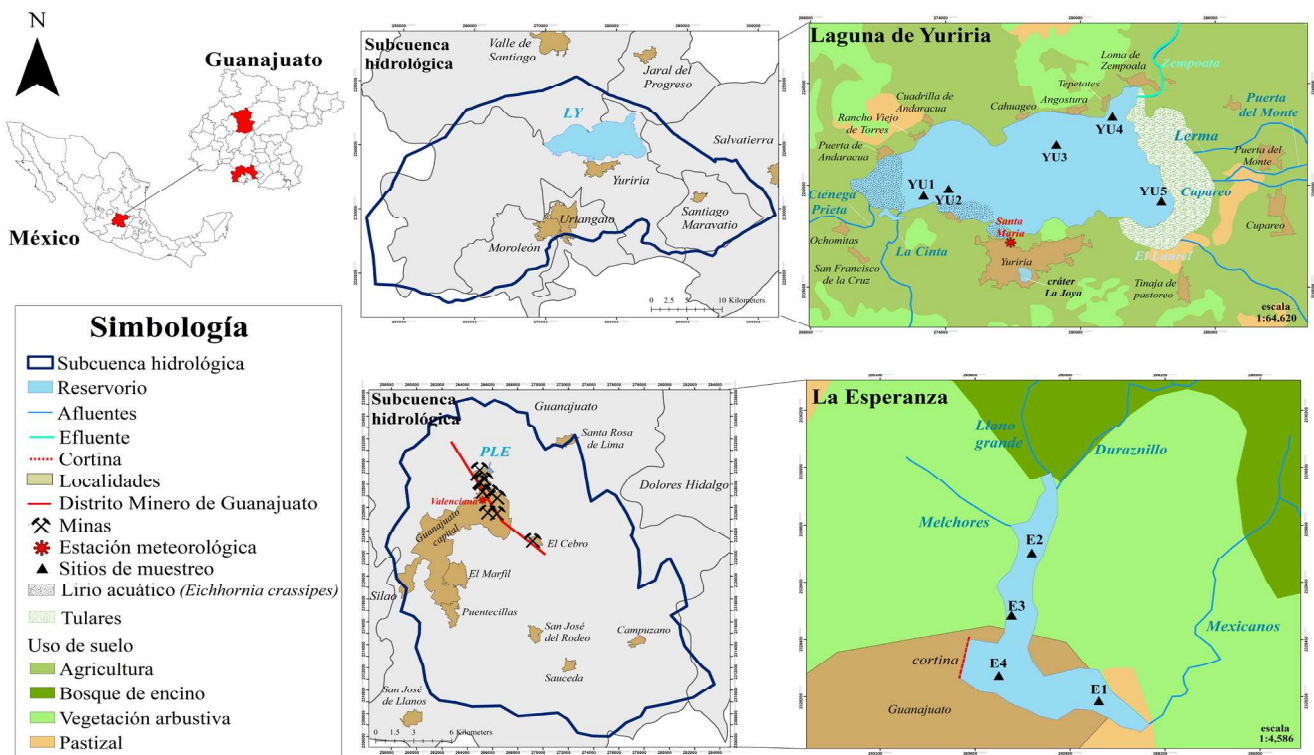


Figura 1 Ubicación geográfica de la Laguna de Yuriria (LY) y la presa La Esperanza (PLE). Se muestran los sitios de muestreo para cada reservorio, los usos de suelo y principales localidades.

2. Área de estudio

La LY se localiza en el municipio de Yuriria (20° 14' 58.50" LN, 101° 07' 32.77" LW, 1740 m s.n.m.; estado de Guanajuato; Figura 1). Fue construida en el año 1549 a través del desvío de las aguas del río Lerma, convirtiéndose en la primera obra hidráulica de América Latina. El reservorio tiene una superficie de 60 km² y una profundidad máxima de 4 m (Sandoval-Minero, 2004). Sus principales usos son la pesca, el turismo y el riego agrícola, abasteciendo de agua al Distrito de Riego 011 (DR011), el cual representa a la región hidroagrícola más importante del estado de Guanajuato, irrigando aproximadamente 112,270 hectáreas (SMAOT, 2005). La LY recibe distintas aportaciones de agua por fuentes difusas y puntuales, entre las que se destacan los caudales de los afluentes Lerma, Puerta del Monte, Cupareo, El Laurel, La Cinta y Ciénega Prieta, así como las descargas de aguas residuales de las localidades ribereñas y las precipitaciones directas (Zanor *et al.*, 2023). Este reservorio cuenta con un único effluente (Zempoala), situado cerca de la localidad de Loma de Zempoala (Figura 1).

El clima es de tipo semicálido a subhúmedo, con una temperatura media anual de 18.14 °C, una precipitación media anual de 672.24 mm, con lluvias concentradas en la estación de verano y una evaporación total anual de 1,804.20 mm (Estación Meteorológica Santa María Yuriria, período 1940-2019; Fuente de datos: Servicio Meteorológico Nacional). El suelo del área de influencia es utilizado principalmente para las actividades agrícolas (Figura 1).

Por su parte, la PLE se localiza al noroeste del municipio de Guanajuato (21°, 03', 00.36" LN, 101°, 15', 16.01" LW), a una elevación de 2,300 m.s.n.m. Dentro de la topografía del área de estudio, se encuentran áreas de depósitos cuyas elevaciones varían de los 2,400 hasta los 2,215 m.s.n.m. en la salida del reservorio. El agua de la PLE es empleada para el abastecimiento público aportando aproximadamente el 8 % de agua para el consumo anual de la población de la ciudad de

Guanajuato (SMAOT, 2022). Este reservorio recibe agua a través de las precipitaciones y la entrada de arroyos intermitentes como Los Mexicanos, Duraznillo, Llano grande y Melchores (Figura 1) y cuenta con un vertedor de tipo cresta libre. El clima de la región es templado subhúmedo donde el período húmedo ocurre en verano, con una temperatura y precipitación media histórica anual de 17.70 °C, 727.70 mm, respectivamente y una evaporación total anual de 1,866.30 mm (Estación Meteorológica Valenciana, período 2001- 2017; Fuente de datos: Servicio Meteorológico Nacional). El uso de suelo en el área de influencia de PLE está dominado por una vegetación arbustiva del bosque de encino, pastizales inducidos y sitios urbanos construidos (Figura 1). Dentro del área de influencia se localiza el DMG, considerado como uno de los más grandes del mundo con una longitud de aproximadamente 20 km y un ancho promedio de 16 km, cubriendo un área total de 320 km² (Mango *et al.*, 1991; Mendoza-Amézquita *et al.*, 2006; Figura 1). La LY y la PLE poseen una gran importancia ecológica y socioeconómica. Ambos reservorios fueron declarados Áreas Naturales Protegidas (ANP) por la SMAOT. Además, la LY es un Área de Importancia para la Conservación de las Aves por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 1999) y es un Sitio RAMSAR desde el año 2004, por ser considerada como un Humedal de Importancia Internacional (RSIS, 2004).

3. Materiales y métodos

3.1. RECOLECCIÓN DE NÚCLEOS SEDIMENTARIOS

La recolección de los núcleos sedimentarios cortos se realizó en octubre del año 2019 utilizando un nucleador de gravedad para interfase agua/sedimento. Se consideraron cinco sitios de muestreo en la LY (YU1, YU2, YU3, YU4, YU5; Figura 1) y cuatro sitios en la PLE (E1, E2, E3, E4; Figura 1). Los sitios YU1 y YU2 se ubican cercanos al afluente La Cinta, YU3 próximo a la localidad Angostura,

YU4 es aledaño al effluente Zempoala y YU5 se encuentra en la parte sureste de la LY (Figura 1). Por su parte, el sitio de muestreo E1 se localiza cerca del afluente Mexicanos, E2 en la parte norte de PLE, cercano al afluente Melchores, E3 en la zona centro-oeste y E4 próximo a la cortina de la PLE (Figura 1). Las longitudes máximas obtenidas de los núcleos sedimentarios fueron de 5 (LY) y 10 cm (PLE). Los núcleos sedimentarios se submuestrearon en intervalos de 1 cm en la vertical, las muestras se colocaron en bolsas estériles y se almacenaron a 4 °C hasta su posterior análisis.

3.2. ANÁLISIS DE INDICADORES AMBIENTALES

3.2.1. Análisis fisicoquímicos

La determinación de los indicadores ambientales se realizó en cada submuestra obtenida. El contenido de humedad se calculó mediante el método gravimétrico, calentando 1.5 g de sedimento húmedo a 105 °C durante 24 h. Con los resultados de la técnica pérdida por ignición (PPI) se calcularon los contenidos de carbono inorgánico total (COT) y carbono inorgánico total (CIT) (Heiri *et al.*, 2001). En una primera etapa, las muestras se calcinaron a una temperatura de 550 °C durante 3 h (PPI 550 °C) y el valor recabado se multiplicó por 0.5 para obtener el COT. Posteriormente, las muestras fueron sometidas a una temperatura de 950 °C durante 2 h, obteniendo valores que son proporcionales a la cantidad de CIT (multiplicados por 1.36). La concentración de fósforo total (PT) se determinó en los mismos intervalos que los análisis anteriores, empleando sedimentos previamente secados a temperatura ambiente. La determinación se realizó mediante espectrofotometría siguiendo el método del ácido vanadomolibdofosfórico (US-EPA 4500-P; APHA, 2017).

3.2.2. Análisis de pigmentos fósiles

Los pigmentos fósiles (derivados de clorofila: DC y carotenoides totales: CT) se determinaron en sedimento húmedo de acuerdo con el método

descrito por Lami *et al.* (1994), que consiste en una extracción con acetona/agua (90:10) a 4 °C en ausencia de luz durante 12 h. El contenido de pigmentos fósiles se midió por espectrofotometría y las concentraciones de CT se expresaron como unidades espectrofotométricas por gramo de materia orgánica (mg.g PPI⁻¹), mientras que los DC se expresaron en unidades de absorbancia (U) por gramo de materia orgánica (U.g PPI⁻¹).

3.2.3. Geoquímica de elementos traza

El análisis geoquímico fue realizado en las secuencias sedimentarias cada 1 cm en sedimentos secos y molidos en un mortero de ágata. Se empleó energía de dispersión (EDXRF) mediante un Espectrómetro de Fluorescencia de Rayos X (marca Rigaku NEX CG) para obtener las concentraciones totales de As, Pb, Zn, Cu y Cr. Posteriormente, las concentraciones de los elementos traza se compararon con los SQG de CCME (2001) para evaluar los posibles efectos adversos sobre la biota acuática. Este tipo de lineamientos es utilizado para determinar si existe un riesgo posible o probable en términos de toxicidad por metales y metaloides en los organismos que habitan los cuerpos de agua (Barats *et al.*, 2020; Morales-García *et al.*, 2020; Macías *et al.*, 2022). En la Tabla 1 se muestran las concentraciones de efecto umbral (TEL) y de efecto probable (PEL) de cada elemento analizado en este estudio, con tres rangos principales: 1) las concentraciones debajo de TEL sugieren efectos adversos nulos, 2) las concentraciones entre TEL y PEL indican efectos adversos posibles, y 3) las concentraciones por arriba de PEL sugieren efectos adversos probables para la biota acuática. Se calculó el Índice de geoacumulación (Igeo) propuesto por Müller (1969), para determinar la contaminación por metal(oid)es en los sedimentos con respecto a un valor de fondo (Varol, 2011; Salas *et al.*, 2017). El Igeo se clasifica desde una categoría de no contaminado (Igeo < 0) hasta extremadamente contaminado (Igeo > 5). Por otra parte, el Factor de Enriquecimiento (FE) se

utiliza para distinguir entre fuentes naturales y antropogénicas de contaminación por metal(oid) es en sedimentos (Bednarova *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2019). El FE fue normalizado en relación con la abundancia del Fe en la corteza terrestre (Bednarova *et al.*, 2013) y se clasificó desde una categoría menor ($FE < 2$) hasta severa ($FE > 40$). Para los cálculos del Igeo y el FE se emplearon los valores de fondo reportados por Rudnick y Gao (2003).

3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Previo al análisis estadístico, se revisó la normalidad de las variables (contenido de humedad, COT, CIT, PT, DC, CT), empleando la prueba de Shapiro Wilk (p -valor < 0.05). Posteriormente, se realizaron matrices de correlación de Spearman con el objetivo de encontrar asociaciones entre las variables analizadas en cada uno de los reservorios. Finalmente, para analizar las fluctuaciones de los indicadores determinados en los registros sedimentarios, se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP), que es una técnica basada en la reordenación de la matriz de covarianza de las variables que mejor explican las principales causas de la variabilidad. Su objetivo es resumir la variabilidad de los datos para representarlos como un conjunto de nuevas variables ortogonales llamadas componentes principales (Tharwat, 2016; Urdinez y Cruz Labrín, 2020). Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas empleando el software Rstudio.

4. Resultados y discusión

4.1. LAGUNA DE YURIRIA

4.1.1. Variabilidad vertical de los indicadores ambientales

La distribución vertical de los indicadores ambientales determinados en los núcleos sedimentarios de la LY se muestra en la Figura 2. Los contenidos de humedad presentaron una tendencia creciente hacia los niveles superiores

en los cinco núcleos sedimentarios. El valor de humedad más alto se registró en el nivel superficial del núcleo YU1 (máximo= 94.38 %; 0-1 cm), mientras que el valor de humedad más bajo se registró en los sedimentos inferiores del sitio YU4 (mínimo= 45.00 %; Figura 2).

El COT mostró un patrón de aumento en los sedimentos más superficiales en todos los núcleos sedimentarios. El contenido de COT más alto se obtuvo en el nivel superior del núcleo YU1 (máximo= 18.75 %; 0-1 cm), mientras que el valor de COT más bajo se registró en la parte inferior del núcleo Y4 (mínimo= 4.50 %; 3-4 cm; Tabla 2), evidenciando un aumento progresivo de COT en los sedimentos superiores de la LY. De acuerdo con Wetzel (1975), los lagos eutrofizados son ricos en materia orgánica ($COT > 10\%$), la cual se puede incorporar a los sedimentos por adsorción en minerales de arcillas y carbonatos. Anderson *et al.* (2014) atribuyeron el aumento de las tasas de deposición de carbono orgánico en sedimentos al incremento en la eutrofización provocada por las fuentes agrícolas enriquecidas con nutrientes (N y P) que promueven una productividad primaria mayor. En la cuenca LY se ha evidenciado un crecimiento poblacional paulatino y la expansión de la frontera agrícola durante los últimos 30 años, de acuerdo con los censos poblacionales de INEGI, lo que ha contribuido al aumento gradual de los nutrientes en la laguna, generando un nivel de eutrofización alto (Espinal-Carreón *et al.*, 2013; Zanoor *et al.*, 2023). De manera similar a los valores de COT, el CIT exhibió una tendencia vertical creciente hacia los niveles sedimentarios superiores con una fluctuación longitudinal desde 1.36 (YU4 3-4 cm) hasta 6.80 % (YU1 0-1 cm; Figura 2).

Las concentraciones de CIT más altas en los niveles superiores se explicarían debido al aumento progresivo en la salinización de la LY por la entrada de escorrentías agrícolas. De acuerdo con Zanoor *et al.* (2023), los valores elevados de Na^+ , Cl^- , HCO_3^- , pH y conductividad eléctrica encontrados en muestras de agua del afluente La Cinta se asociaron a la influencia de la actividad agrícola

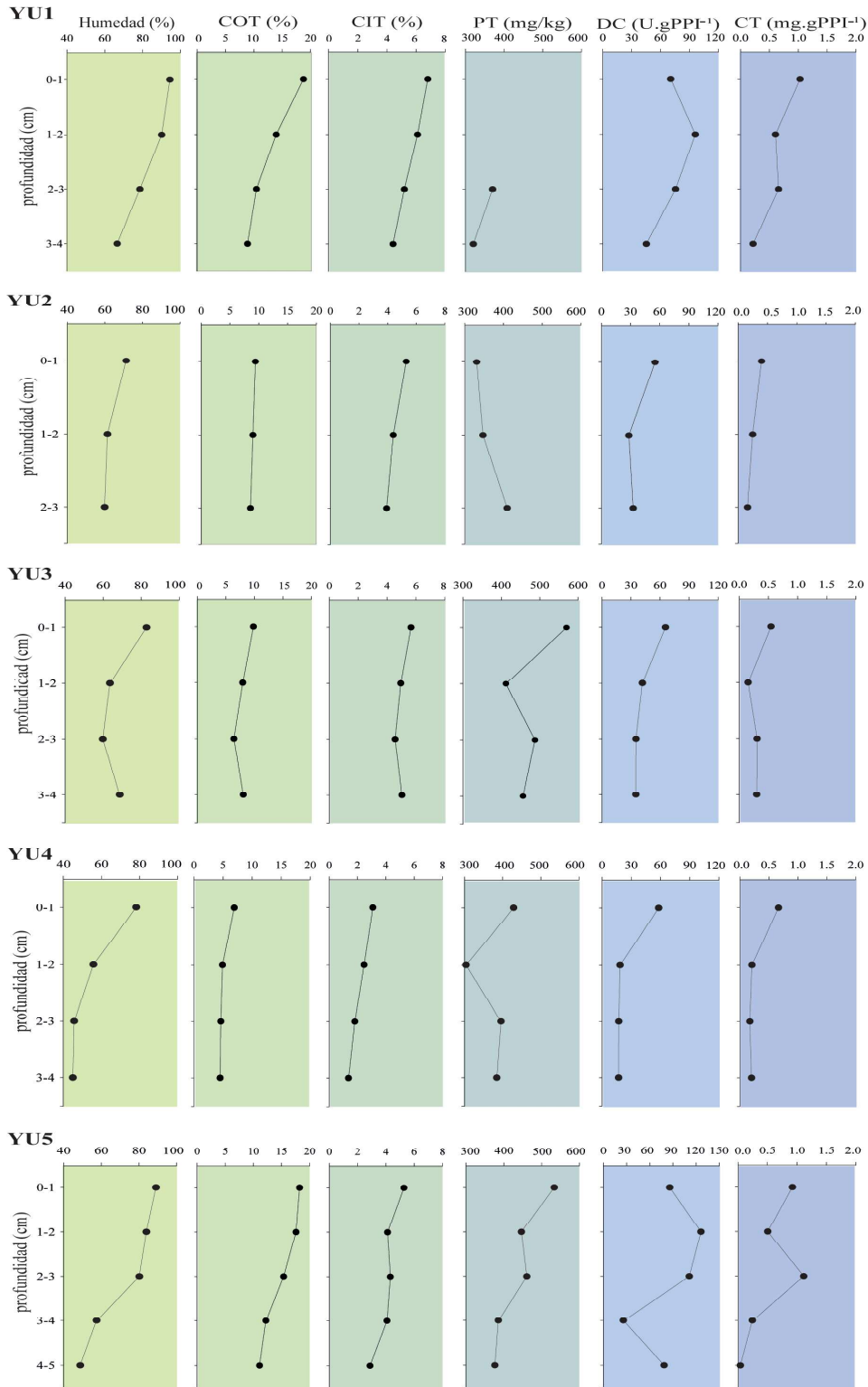


Figura 2 Perfiles de los indicadores ambientales determinados en los registros sedimentarios de la Laguna de Yuriria. De izquierda a derecha: contenido de humedad (%), carbono orgánico total (COT, %), carbono inorgánico total (CIT, %), fósforo total (PT, mg/kg), derivados de clorofila (DC, U. g PPI⁻¹) y carotenoides totales (CT, mg. g PPI⁻¹).

Tabla 1. Lineamientos de Calidad de Sedimentos (SQG) según el CCME (2001). TEL: concentración de efecto umbral; PEL: concentración de efecto probable. Concentraciones en mg/kg.

	SQG (CCME)	
	TEL	PEL
As	7.24	41.60
Pb	30.20	112.00
Zn	124.00	271.00
Cu	18.70	108.00
Cr	52.30	160.00

desarrollada en la zona y al uso de fertilizantes sulfatados y fosfatados. Además, los contenidos de COT y CIT mantuvieron una variabilidad vertical similar, lo que sugiere que en la LY la precipitación de los carbonatos tiene un fuerte control biogénico. Diversos autores observaron que durante eventos de floraciones algales se promueve la depositación de carbonatos en los sedimentos, debido a que el carbono inorgánico disuelto en forma de CO_2 consumido durante la fotosíntesis es precipitado en forma de carbonatos (Kelts y Hsu, 1978; Schultze-Lam *et al.*, 1997; Obst *et al.*, 2009). Por lo tanto, valores altos de CIT indicarían una condición de producción primaria alta. Por su parte, los DC y CT de las secuencias YU2, YU3 y YU4 presentaron un perfil similar con una tendencia creciente hacia las capas superficiales (Figura 2).

Se ha documentado que un patrón de aumento en las concentraciones de pigmentos fósiles en sedimentos lacustres se puede asociar con una mayor productividad primaria (Makri *et al.*, 2019; Halac *et al.*, 2020), debido a que los productores primarios responden rápidamente a los cambios en una amplia gama de condiciones ambientales, especialmente en cuanto a la disponibilidad de nutrientes (Makri *et al.*, 2019). Efectivamente, la LY recibe aguas residuales y escorrentías agrícolas con altos contenidos de nutrientes y materia orgánica, lo que impulsaría el crecimiento algal y el incremento de la productividad primaria. Los sitios YU1 y YU5 en las capas más superficiales (0-1 cm) presentaron tendencias opuestas en relación a las concentraciones de pigmentos fósiles, mientras los DC disminuyeron los CT aumentaron

(Figura 2). Estudios previos demostraron que los DC se relacionan principalmente con comunidades fitoplanctónicas; en cambio, los CT se asocian mayormente a la vegetación vascular terrestre y acuática (Swain, 1985; Carpenter y Leavitt, 1991). Esto podría estar asociado con el crecimiento desmedido durante los últimos años de la macrófita *Eichhornia crassipes* (lirio acuático) en la zona oeste (sitio YU1) y el predominio de comunidades de plantas subacuáticas (tulares) en la región sureste del reservorio (sitio YU5; Figura 1). Según estimaciones realizadas con el análisis de imágenes satelitales en la LY, la mancha del lirio acuático creció desde 9.50 (año 1991) hasta 12.13 km^2 (año 2019; Figura 1S). Ventura y Retana (1993) describieron que la vegetación acuática de la LY está dominada por extensos tulares de *Typha domingensis* y *Scirpus californicus*, especialmente en lugares someros del sur y sureste de la laguna.

En concordancia con el aumento de los indicadores de producción primaria, las concentraciones de PT en los núcleos YU3, YU4 y YU5 incrementaron gradualmente hacia las capas más superficiales con un contenido máximo de 569.56 mg/kg (YU3 0-1 cm). Por el contrario, el núcleo YU2 presentó una ligera disminución desde la base (409.57 mg/kg; 2-3 cm) hacia el techo (331.03 mg/kg; 0-1 cm; Figura 2). El aumento progresivo de PT en los sedimentos del reservorio se explicaría por el uso de fertilizantes fosfatados empleados en la agricultura desarrollada en la región circundante (i.e., fosfonitratos) y el vertido de aguas residuales domésticas y urbanas de las comunidades ribereñas (jabones y detergentes; Zanon *et al.*, 2023).

4.1.2. Variabilidad espacial de los indicadores ambientales

La variabilidad lateral del contenido de humedad exhibió el valor más alto en el sitio YU1 (media= 84.32 %), en cambio, el núcleo YU4 exhibió el valor más bajo (media= 50.73 %; Tabla 2). Especialmente, las concentraciones de COT mostraron concentraciones altas en la parte suroeste de la LY (YU1), tanto en el nivel superior (18.75 %; 0-1 cm) como en el nivel inferior (8.88 %; 3-4 cm). Contrariamente, el COT más bajo se registró en la zona aldeaña a la desembocadura (YU4; Tabla 2 y Figura 2S). Los valores altos de COT en el sitio YU1 evidencian que la LY recibe descargas orgánicas que ingresan por los afluentes La Cinta y Ciénega Prieta (Figura 1). Cohen (2003) señaló que entre los factores que ocasionan un mayor contenido de materia orgánica en los sedimentos lacustres se encuentran las escorrentías difusas y la descarga de agua residual doméstica e industrial. De manera similar al COT, los contenidos de CIT fueron más altos en el núcleo YU1 (media= 13.00 %) cercano a la desembocadura de los afluentes La Cinta y Ciénega Prieta, y más bajos en el núcleo YU4 (media= 5.34 %) próximo al efluente (Tabla 2; Figura 2S). López-López *et al.* (2011) y Zanor *et al.* (2023) reportaron que el afluente La Cinta aporta contenidos altos de sustancias orgánicas e inorgánicas a la LY provenientes de los municipios de Moroleón y Uriangato, los cuales se encuentran ubicados al suroeste de la laguna (Figura 1).

Se encontró una correlación positiva entre COT y CIT ($r^2= 0.89^{***}$; Tabla 1S y Figura 2S), lo que permite considerar que la precipitación de carbonatos en la LY sería bioinducida por organismos fotosintéticos. Schultze-Lam *et al.* (1997) y Teranes *et al.* (1999) señalaron que la bioinducción de carbonatos en sedimentos lacustres es el resultado de una tasa alta de organismos fotosintéticos que asimilan el CO_2 disuelto, creando condiciones más alcalinas. Otros estudios en sedimentos lacustres han documentado un aumento similar en la acumulación de carbonatos como respuesta al enriquecimiento de nutrientes y en consecuencia, una productividad

primaria más alta (Mullin, 1998; Degano *et al.*, 2016; Costamagna *et al.*, 2022). Los contenidos de DC fueron más altos en el registro YU5 (media = 85.50 U.g PPI⁻¹), mientras que los CT resultaron más altos en el perfil YU1 (media = 0.63 mg.g PPI⁻¹). Los valores altos de CT en el sitio de muestreo YU1 se explicaría por la invasión de lirio acuático en la zona occidental (Figura 1S). Por su parte, Zanor *et al.* (2023) encontraron que la región este de la LY presenta valores de pH más alcalinos en el agua (máximo pH= 8.87) debido probablemente a la alta productividad primaria del fitoplancton. Esto explicaría los valores más elevados de DC en el sitio YU5 localizado en la zona oriental de la laguna.

El valor máximo de PT se obtuvo en el registro YU3 (media= 456.55 mg/kg) mientras que el contenido más bajo se registró en núcleo YU1 (media= 345.31 mg/kg; Tabla 2). El sitio de muestreo YU3 se ubica en la zona norte de la laguna, cercano a la localidad Angostura (Figura 1), la cual es una zona recreativa que ofrece servicios de alimentos. De acuerdo con Espinal-Carreón *et al.* (2013), la mala calidad del agua en esta zona de la LY está influenciada por la disposición inadecuada de aguas residuales domésticas de las localidades de Angostura y Cahuageo que producen un aumento en las concentraciones de nutrientes y materia fecal.

4.1.3. Variabilidad geoquímica de los elementos traza

La Figura 3 muestra las concentraciones de los elementos traza en los núcleos sedimentarios de la LY y su comparación con los lineamientos SQG (CCME, 2001). El valor máximo de As en la línea vertical se obtuvo en el sitio YU2 (máximo = 14.20 mg/kg; 2-3 cm) y el mínimo en el registro YU1 (mínimo= 4.22 mg/kg; 2-3 cm). Especialmente, el núcleo de la zona norte del reservorio (YU3) presentó el contenido de As promedio más alto (media= 12.45 mg/kg; Tabla 2). En la totalidad de las muestras (con excepción de los niveles YU1: 2-3 cm y YU4: 2-3 cm), el As estuvo por arriba del valor TEL, indicando que podrían ocurrir efectos

Tabla 2. Estadísticos descriptivos del análisis multi-indicador determinados en los núcleos sedimentarios de la Laguna de Yuriria: contenido de humedad, carbono orgánico total (COT), carbono inorgánico total (CIT), fósforo total (PT), derivados de clorofila (DC), carotenoides totales (CT), arsénico (As), plomo (Pb), zinc (Zn), cobre (Cu) y cromo (Cr). DS: desviación estándar. n: número de datos.

	Humedad (%)	COT (%)	CIT (%)	PT (mg/kg)	DC (U. g PPI ⁻¹)	CT (mg. g PPI ⁻¹)	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	
YU1	n	4	4	2	4	4	2	2	2	2	
	media ± DS	82.38 ± 12.51 4.38	13.00 ± 4.38	5.63 ± 1.04	345.31 ± 35.35	71.80 ± 20.85	0.63 ± 0.33	8.01 ± 5.36	25.65 ± 8.70	78.70 ± 2.55	24.85 ± 5.59
	max	94.38	18.75	6.80	370.31	95.93	1.03	11.80	31.80	80.50	28.80
	min	66.52	8.88	4.42	320.32	45.22	0.22	4.22	19.50	76.90	20.90
YU2	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
	media ± DS	64.21 ± 6.23	8.99 ± 0.44	4.54 ± 0.70	362.65 ± 41.44	38.75 ± 14.46	0.27 ± 0.12	8.58 ± 3.47	20.95 ± 3.72	66.45 ± 3.16	23.23 ± 2.43
	max	71.35	9.43	5.30	409.57	55.24	0.40	14.20	23.10	78.80	30.30
	min	59.90	8.56	3.93	331.03	28.23	0.16	7.86	16.10	72.50	25.90
YU3	n	4	4	4	3	4	4	2	2	2	
	media ± DS	68.71 ± 10.07	8.06 ± 1.40	5.05 ± 0.46	456.55 ± 131.37	44.39 ± 14.55	0.33 ± 0.16	12.45 ± 0.49	30.05 ± 3.68	76.10 ± 2.83	22.65 ± 3.75
	max	82.80	9.84	5.66	569.56	65.68	0.54	12.80	23.50	78.10	25.30
	min	59.81	6.40	4.56	312.42	35.00	0.15	12.10	18.30	74.10	20.00
YU4	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	media ± DS	56.17 ± 15.51	5.24 ± 1.13	2.18 ± 0.76	378.39 ± 52.84	27.66 ± 20.26	0.31 ± 0.24	10.19 ± 3.64	21.53 ± 6.72	64.68 ± 9.31	23.13 ± 3.71
	max	78.23	9.84	3.09	428.81	58.04	0.67	12.50	27.50	75.30	27.20
	min	45.00	6.40	1.36	304.28	17.00	0.17	4.84	13.00	55.10	18.40
YU5	n	5	5	5	5	5	5	3	3	3	
	media ± DS	71.87 ± 17.66	7.45 ± 1.58	4.13 ± 0.85	440.60 ± 63.72	85.50 ± 38.50	0.56 ± 0.45	9.08 ± 1.14	17.40 ± 6.35	81.43 ± 3.07	26.00 ± 2.35
	max	89.01	9.11	5.28	533.62	126.14	1.12	9.85	24.60	83.40	28.70
	min	48.81	5.55	2.88	376.51	25.76	0.04	7.77	12.60	77.90	24.40

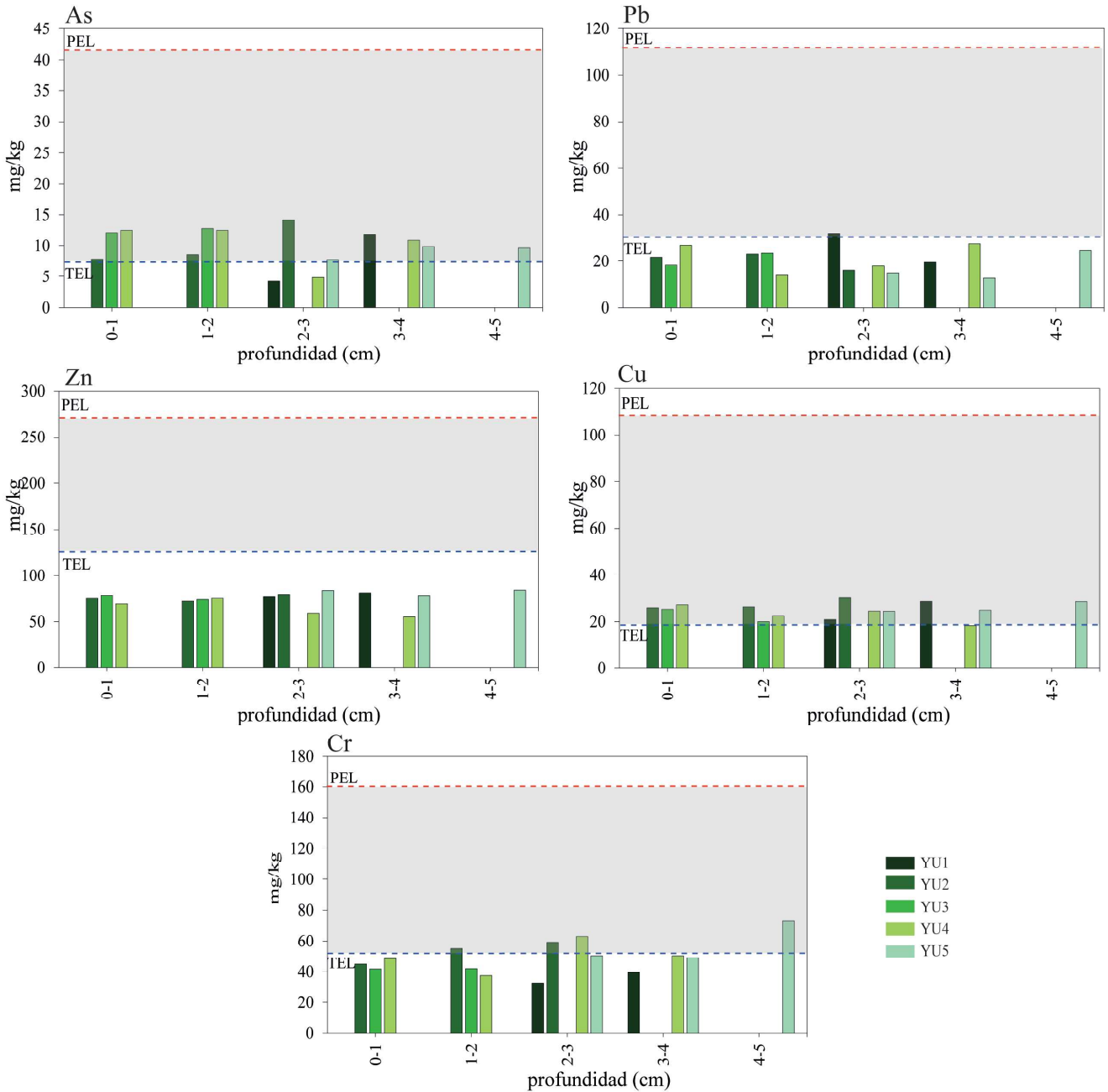


Figura 3 Geoquímica de los elementos traza en los registros sedimentarios de la Laguna de Yuriria y la comparación con los valores de los Lineamientos de Calidad de Sedimentos (SQG) para la protección de la vida acuática. Línea azul punteada: Valor TEL en mg/kg (concentración de efecto umbral). Línea roja punteada: Valor PEL en mg/kg (concentración de efecto probable). Cuadro gris: rango de efecto posible.

adversos para la biota acuática (Figura 3). Con base en el Igeo calculado, los sedimentos se clasificaron como no contaminados a moderadamente contaminados con As ($0 < I_{geo} < 1$), con un FE moderado ($FE < 2$; Figura 6), lo que sugiere concentraciones de As más altas que los niveles de fondo debido al aporte por fuentes humanas. El As es un contaminante cancerígeno que generalmente ingresa de manera antropogénica al medio ambiente por la aplicación de agroquímicos y por procesos metalúrgicos (Sprague y Vermaire, 2018; Bundschuh *et al.*, 2021). De acuerdo con Saldaña-Robles *et al.* (2018) y Bundschuh *et al.* (2021) existen dos fuentes de As en la agricultura: 1) el As que ingresa mediante el riego de campos agrícolas con aguas provenientes de pozos profundos, que, por sus características geológicas contienen metal(oides), y 2) los agroquímicos que contienen As en su fabricación. Asimismo, los compuestos como el arsenuro de sodio, el arsonato de metano monosódico y el ácido dimetilarsino se emplean como herbicida en las actividades agrícolas (Armbrust *et al.*, 2002; Datta *et al.*, 2004; Quazi *et al.*, 2011). El enriquecimiento de As en los sedimentos de la LY puede derivarse de la actividad agrícola intensiva que se desarrolla en los alrededores de la laguna y que ha ido en aumento en los últimos 30 años. Con base en datos del INEGI, la superficie sembrada en el municipio de Yuriria aumentó desde 15,500 (año 1991) hasta 33,350 hectáreas (año 2016).

La variabilidad longitudinal del Pb fluctuó desde 12.60 (YU5 3-4 cm) hasta 31.80 mg/kg (YU1 2-3 cm) mientras el contenido de Zn varió entre 55.10 (YU4 3-4 cm) y 83.40 mg/kg (YU5 4-5 cm; Figura 3). En la lateral, los registros de las zonas cercanas a las desembocaduras de los afluentes presentaron las concentraciones medias de Pb (media= 25.65 mg/kg; YU1) y Zn (media= 81.43 mg/kg; YU5) más altas. Los valores de Pb y Zn en los cinco sitios de muestreo de la LY se encontraron por debajo del valor TEL, en un rango sin efecto adverso para la vida acuática (Figura 3). Asimismo, los sedimentos de la LY se clasificaron como no contaminados con Pb y Zn ($I_{geo} < 0$; Figura 6), con un FE mínimo ($FE < 2$) sugiriendo que los procesos naturales serían los

que controlan los niveles de estos elementos traza. La presencia de Pb y Zn en el registro sedimentario de la LY podría ser atribuido al tipo de suelo Vertisol que domina en el área de estudio. Según Gough *et al.* (1979) y Srinivasarao *et al.* (2014), estos tipos de suelo rico en minerales de arcilla favorecen la acumulación de Pb, Zn, Cr y Cu. Dentro de las probables fuentes humanas que aportan Pb se encuentran la depositación asociada con la quema de combustibles fósiles (Siver y Wizniak, 2001). En este caso es posible que las concentraciones de Pb sean, en proporción, menos aportadas por el aceite de petróleo liberado de las lanchas durante las actividades turísticas y la pesca.

Por su parte, las concentraciones de Cu mostraron una variabilidad vertical entre 18.40 (YU4 3-4 cm) y 28.70 mg/kg (YU5 4-5 cm; Figura 3), con una concentración promedio más alta en el sitio YU2 (media= 26.84 mg/kg; Tabla 2). Las concentraciones de Cu sobrepasaron el valor TEL en la totalidad de los sitios y profundidades, lo que indica un posible efecto adverso para la biota acuática (Figura 3). Entretanto, los valores de Cr en todos los sitios y profundidades oscilaron entre 32.50 (YU1 2-3 cm) y 72.80 mg/kg (YU5 4-5 cm; Figura 3). De manera similar al Cu, el Cr de los sitios YU4 y YU5 estuvieron por encima del valor TEL, con el contenido más alto en la secuencia YU5 (57.47 mg/kg; Tabla 2). Sin embargo, los sedimentos de la laguna no se encontraron contaminados con Cu y Cr ($I_{geo} < 0$) y el FE de estos elementos traza resultó bajo ($FE < 2$). Es por ello que estas concentraciones se explicarían por una herencia litológica de las rocas basálticas que afloran en las zonas aledañas al sistema lacustre (Soto Araiza *et al.*, 2002).

4.2. PRESA LA ESPERANZA

4.2.1. Variabilidad vertical de los indicadores ambientales

Los valores del contenido de humedad mostraron una ligera tendencia creciente en la vertical hacia los sedimentos más superficiales en todos los registros de la PLE (Figura 4). Esto se atribuye a que los sedimentos superficiales están en contacto

directo con el agua y se encuentran saturados de esta sustancia, presentando una menor compactación y una alta permeabilidad. Por el contrario, los sedimentos más profundos se vuelven más densos y menos permeables (Arche, 1989).

En cuanto al contenido de COT, la distribución vertical presentó fluctuaciones mínimas, sin una tendencia específica (Figura 4). El sitio E4 obtuvo el valor máximo de COT (6.30 %; 2-4 cm) mientras que el valor mínimo de COT se registró en el núcleo E2 (3.70 %; 2-3 cm). De acuerdo con Xu *et al.* (2017), las fuentes de materia orgánica sedimentaria se dividen en endógenas y exógenas. La primera indica una procedencia a partir de algas, bacterias y plantas acuáticas, y en la segunda la materia orgánica proviene principalmente de plantas terrestres y de las actividades humanas. El COT en los sedimentos de la PLE podría derivar de materia orgánica exógena, debido a la deforestación y la degradación forestal que ha ocurrido recientemente en la cuenca La Esperanza. Los bosques de encino de esta cuenca son talados para la extracción de madera, provocando una degradación forestal de hasta el 85 % (Macías Domínguez *et al.*, 2023). Asimismo, se reporta que la deforestación en la cuenca ha comenzado desde hace 300 años con la explotación de madera para su uso en la minería (SMAOT, 1998). Según Farella *et al.* (2001) y Bélanger *et al.* (2017), la deforestación intensiva promueve el incremento de la carga de sedimentos, el enriquecimiento por nutrientes y el aporte de materia orgánica terrígena hacia los sistemas lacustres.

De manera similar al COT, los contenidos de CIT tuvieron una variabilidad vertical baja, con el valor máximo de CIT en el sitio E1 a 2-6 cm de profundidad (3.30 %) y un valor mínimo de CIT en E2 a 1-2 cm de profundidad (1.30 %; Figura 4). Con base en Gierlowski-Kordesch (2020), la depositación de carbonatos en los lagos es atribuida a cuatro procesos principales: 1) concentración a través de la evaporación, 2) bioinducción, generada por la alta productividad primaria, 3) entrada clástica a través del agua, y 4) transporte eólico. Las concentraciones relativamente bajas de CIT y COT en las

secuencias de la PLE indicarían baja productividad y aguas menos concentradas (Vázquez-Castro *et al.*, 2008). Además, la distribución CIT-COT vertical presenta una tendencia especular (cuando aumenta CIT disminuye COT; Figura 4) evidenciando que los procesos fotosintéticos no serían el proceso fundamental que explica la precipitación de carbonatos en la PLE (Teranes *et al.*, 1999). Por ello, se puede considerar que el mayor aporte de CIT es producido por la entrada de escorrentías y el transporte eólico, procesos que han aumentado debido a la problemática de la deforestación en la cuenca. En cuanto a los DC y CT, se observó una distribución vertical similar, con variaciones desde 19.87 (E4 0-2 cm) hasta 101.00 U.g PPI⁻¹ (E2 3-4 cm) y desde 0.09 (E3 6-8 cm) hasta 1.46 mg.g PPI⁻¹ (E3 0-2 cm), respectivamente (Figura 4). En general, las secuencias sedimentarias muestran valores altos de DC y bajos de CT (Figura 4), lo que indicaría que las comunidades fitoplanctónicas aportan en mayor proporción a la producción primaria (Swain, 1985; Mengo *et al.*, 2022).

Por su parte, el PT mostró una distribución vertical similar a la de COT, con una variación entre 220.75 (E2 2-3 cm) y 329.23 mg/kg (E1 2-4 cm; Figura 4). La correlación positiva entre el PT y el COT ($r^2=0.86^{**}$; Tabla 2S) sugiere que la mayor contribución de PT estaría representada por el fósforo orgánico proveniente del material orgánico de origen animal o vegetal, ya sea autóctono (organismos acuáticos) o alóctono (vegetación y fauna terrestre). De acuerdo con Delaney (1998), el P que se encuentra en la interfaz sedimento-agua es predominantemente fósforo orgánico en partículas de carbono orgánico. La deforestación contribuye al aumento de material erosionado en la cuenca, lo que resulta en el aumento de P orgánico alóctono en la PLE.

4.2.2. Variabilidad espacial de los indicadores ambientales

La variabilidad lateral del COT exhibió el contenido más alto en el sitio E4 (media = 5.06 %); en cambio, el registro E2 exhibió el valor más bajo (media = 3.68 %; Tabla 3). De manera similar,

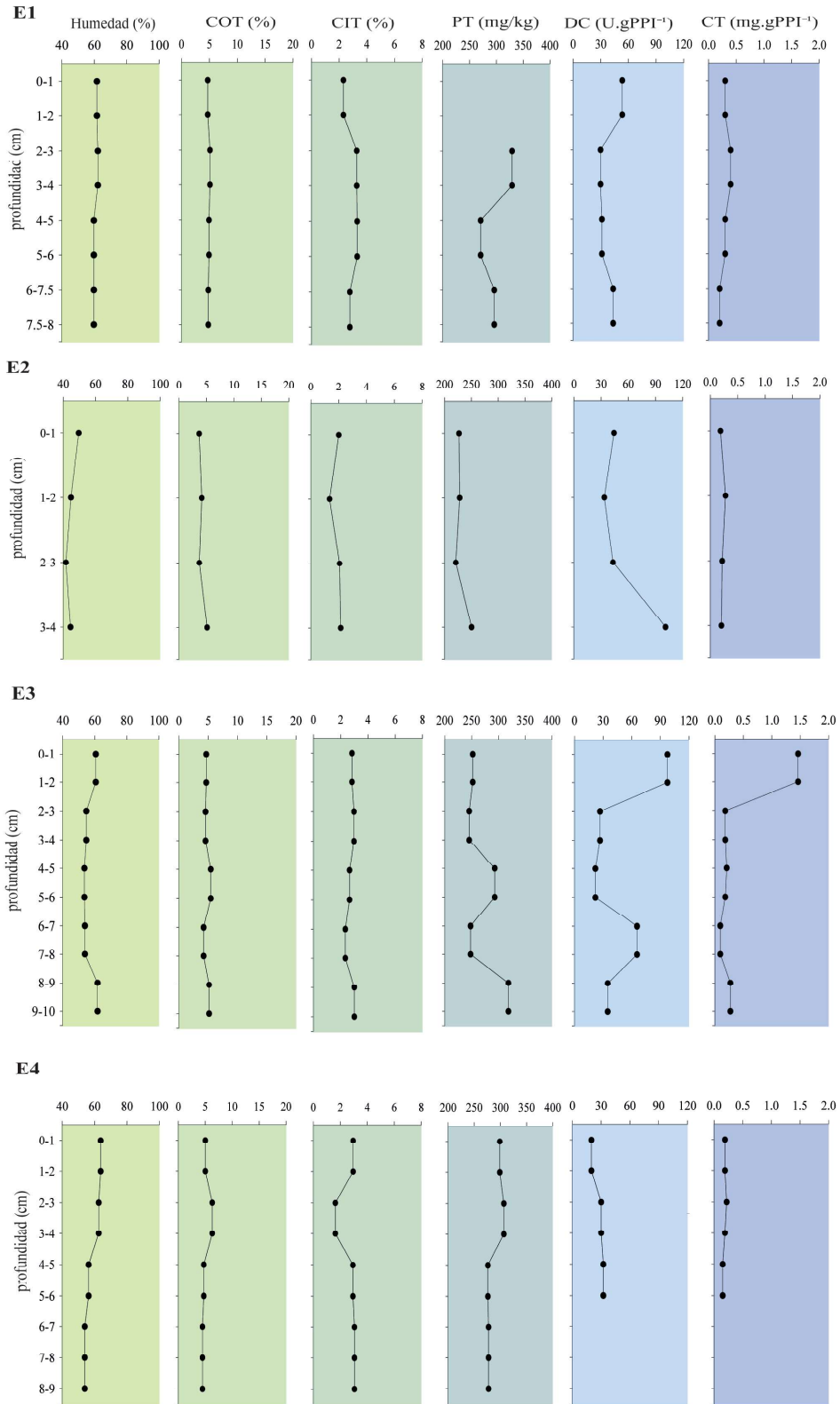


Figura 4 Perfiles de los indicadores ambientales determinados en los registros sedimentarios de la presa La Esperanza. De izquierda a derecha: contenido de humedad (%), carbono orgánico total (COT, %), carbono inorgánico total (CIT, %), fósforo total (PT, mg/kg), derivados de clorofila (DC, U. g PPI⁻¹) y carotenoides totales (CT, mg. g PPI⁻¹).

el CIT mostró una variación espacial uniforme entre los sitios de muestreo, con los valores más bajos en el sitio E2 (media= 1.89 %; Tabla 3). El contenido de CIT podría estar asociado con el mineral calcita (CaCO_3) que se encuentra en todas las vetas del DMG, ya que los jales mineros de este distrito están fuertemente erosionados con una taza mayor al 50 % (Ramos-Arroyo *et al.*, 2006). Asimismo, la geología que aflora en el DMG incluye facies de caliza pertenecientes al complejo volcánico-sedimentario de la Sierra de Guanajuato y rocas dioríticas que podrían estar aportando carbonatos alóctonos a la PLE (Ramos-Arroyo *et al.*, 2004).

Los valores de DC y CT mostraron una variabilidad espacial mínima entre los cuatro núcleos sedimentarios, con contenidos medios desde 27.39 (E4) hasta 55.40 U.g PPI⁻¹ (E2) y entre 0.18 (E4) y 0.44 mg.g PPI⁻¹ (E3), respectivamente (Tabla 3). Lo anterior demuestra que no existe una fuente fija que esté influenciando el aumento de la productividad primaria en la PLE. El valor máximo de PT en la lateral se obtuvo en el registro E1 (media= 298.63 mg/kg) mientras que el contenido más bajo se obtuvo en el sitio E2 (media= 231.47; Tabla 3), sin una diferencia marcada entre los sitios. En la zona ribereña de la PLE, la densidad poblacional es relativamente menor en comparación con la LY, siendo Guanajuato la ciudad más grande localizada aguas debajo del reservorio (70,068 habitantes en el año 2020, datos de INEGI; Figura 1). Esto contribuye a una menor presión antropogénica sobre el cuerpo de agua por parte de las comunidades ribereñas.

4.2.3. Variabilidad geoquímica de los elementos traza

La Figura 5 presenta la geoquímica de los elementos traza en los núcleos sedimentarios de la PLE y su comparación con los lineamientos SQG (CCME, 2001). Las concentraciones de As en los sedimentos de la PLE fluctuaron en la línea vertical de los registros desde 3.23 (E3 2-4 cm) hasta 18.90 mg/kg (E1 4-6 cm; Figura 5).

Con base en la variabilidad lateral, la zona este de la PLE exhibió la concentración de As más alta en todos los niveles a distintas profundidades (media= 17.53 mg/kg; E1; Figura 3S). Los valores de As superaron el valor TEL, lo que indica efectos adversos para la biota acuática (Figura 5). Los sedimentos del registro E2 se clasificaron como no contaminados (Igeo < 0). Por el contrario, los sedimentos del sitio E1 (ubicado en la zona este de la PLE; Figura 1) se clasificaron como moderadamente contaminados (1 < Igeo < 2; Figura 6) con un FE moderado (2 < FE < 5). La extracción y fundición de minerales que contienen As contribuyen al aporte global del As en el aire, el suelo y los cuerpos de agua (Nriagu, 1989). Córdova de la Cruz y Esparza Claudio (2016) señalaron que en el estado de Guanajuato la industria minera tiene gran relevancia y es uno de los principales productores de plata en el mundo. En consecuencia, las cantidades de As en los sedimentos de la PLE podrían estar dadas por los procesos metalúrgicos, ya que el As se encuentra asociado mineralógicamente con muchos de los complejos de plata. Cano-Aguilera *et al.* (2008) reportaron la presencia de contenidos de As en los relaves mineros de Monte San Nicolás (localizada al este de la PLE). Los yacimientos de Los Mexicanos y Guapillos (en la parte este de la cuenca) contienen As que podrían estar favoreciendo al incremento de este elemento traza en la PLE a través del arroyo Mexicanos (Mengelle-López *et al.*, 2013; Figura 1). Valores similares de As en sedimentos del área de estudio fueron reportados por Rueda-Garzon *et al.* (2022), obteniendo una concentración media de 15.20 mg/kg, con un Igeo > 0 (moderadamente contaminado). Por otra parte, Bravo-Covarrubias *et al.* (2020) reportaron contenidos de As en un rango desde 25.11 hasta 28.80 mg/kg en sedimentos de la presa Santa Ana, la cual se encuentra localizada aguas debajo de la PLE.

Por su parte, el Pb fluctuó longitudinalmente desde 15.30 (E2 1-2 cm) hasta 54.80 mg/kg (E4 6-9 cm) en los cuatro registros sedimentarios

(Figura 5). Espacialmente, el sitio ubicado en el centro-este de la PLE mostró la concentración media de Pb más alta (media= 46.07 mg/kg; E4; Tabla 3). Los sedimentos se clasificaron como no contaminados a moderadamente contaminados con Pb ($0 < I_{geo} < 1$; Figura 6) con un FE

moderado ($2 < FE < 5$). Los niveles de Pb podrían atribuirse a aportes geogénicos y antropogénicos, es decir, un origen mixto. De forma natural, el Pb se encuentra presente en el mineral galena (PbS) que está distribuido ampliamente en el DMG (Ramos-Arroyo *et al.*, 2004; Mendoza-Amézquita

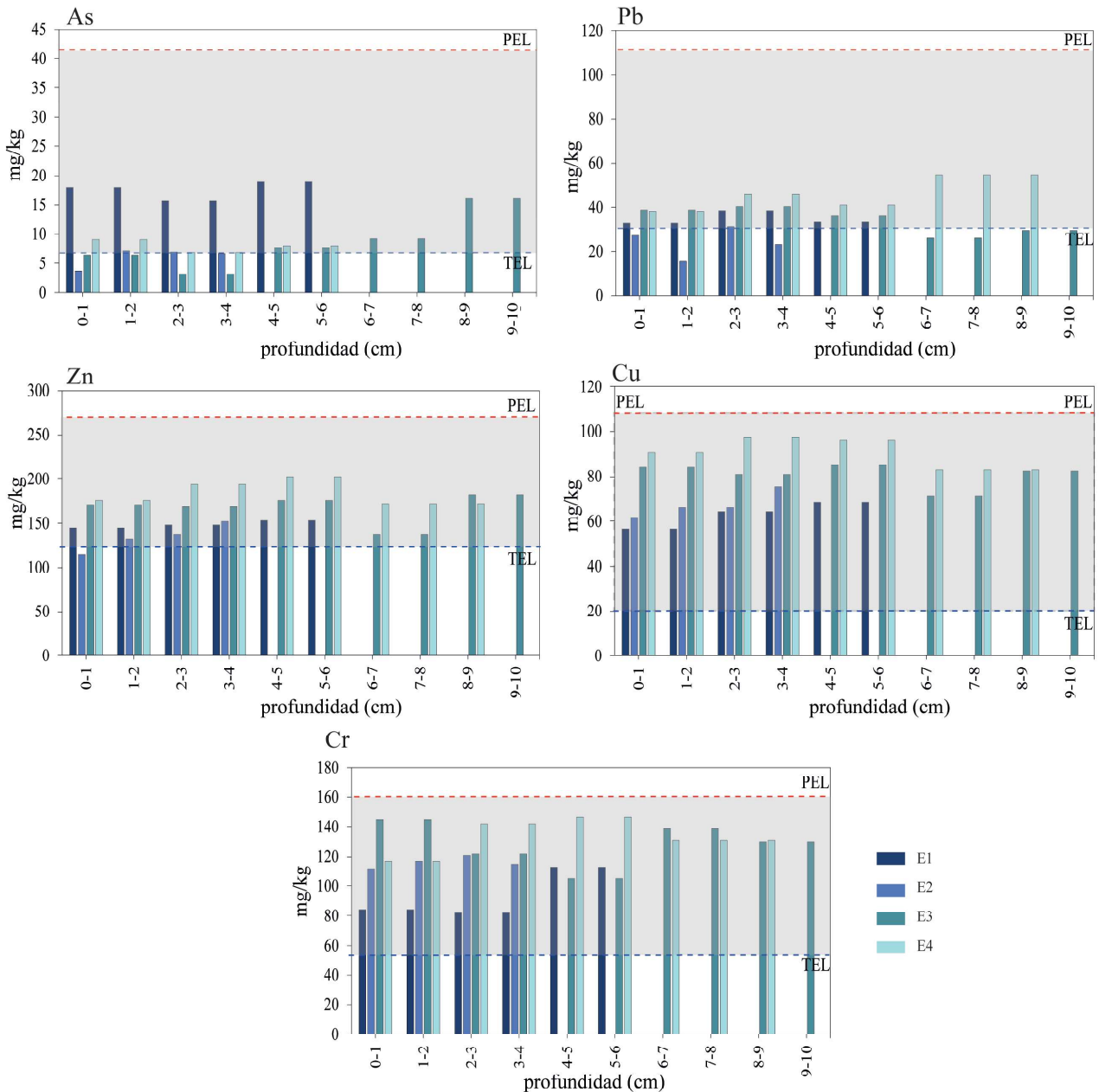


Figura 5 Geoquímica de los elementos traza en los registros sedimentarios de la presa La Esperanza y la comparación con los valores de los Lineamientos de Calidad de Sedimentos (SQG) para la protección de la vida acuática. Línea azul punteada: Valor TEL en mg/kg (concentración de efecto umbral). Línea roja punteada: Valor PEL en mg/kg (concentración de efecto probable). Cuadro gris: rango de efecto posible.

et al., 2006) y es un mineral económicamente importante en la región (Vasallo, 1988). El aporte de Pb en la cuenca La Esperanza también estaría influenciado de manera antropogénica por los procesos de recuperación de minerales (fusión, amalgamación y cianuración) (Ramos-Arroyo et al., 2004; Ramos-Arroyo et al., 2006; Rueda-Garzon et al., 2022).

En el caso del Zn, los valores en todos los registros y profundidades variaron entre 115.00 (E2 0-1 cm) y 203.00 mg/kg (E4 4-6 cm), sin una tendencia específica (Figura 5), con una concentración media en la lateral de 184.67 mg/kg (E4; Tabla 3).

Los contenidos de Zn en todos los sitios y profundidades superaron el valor TEL (con

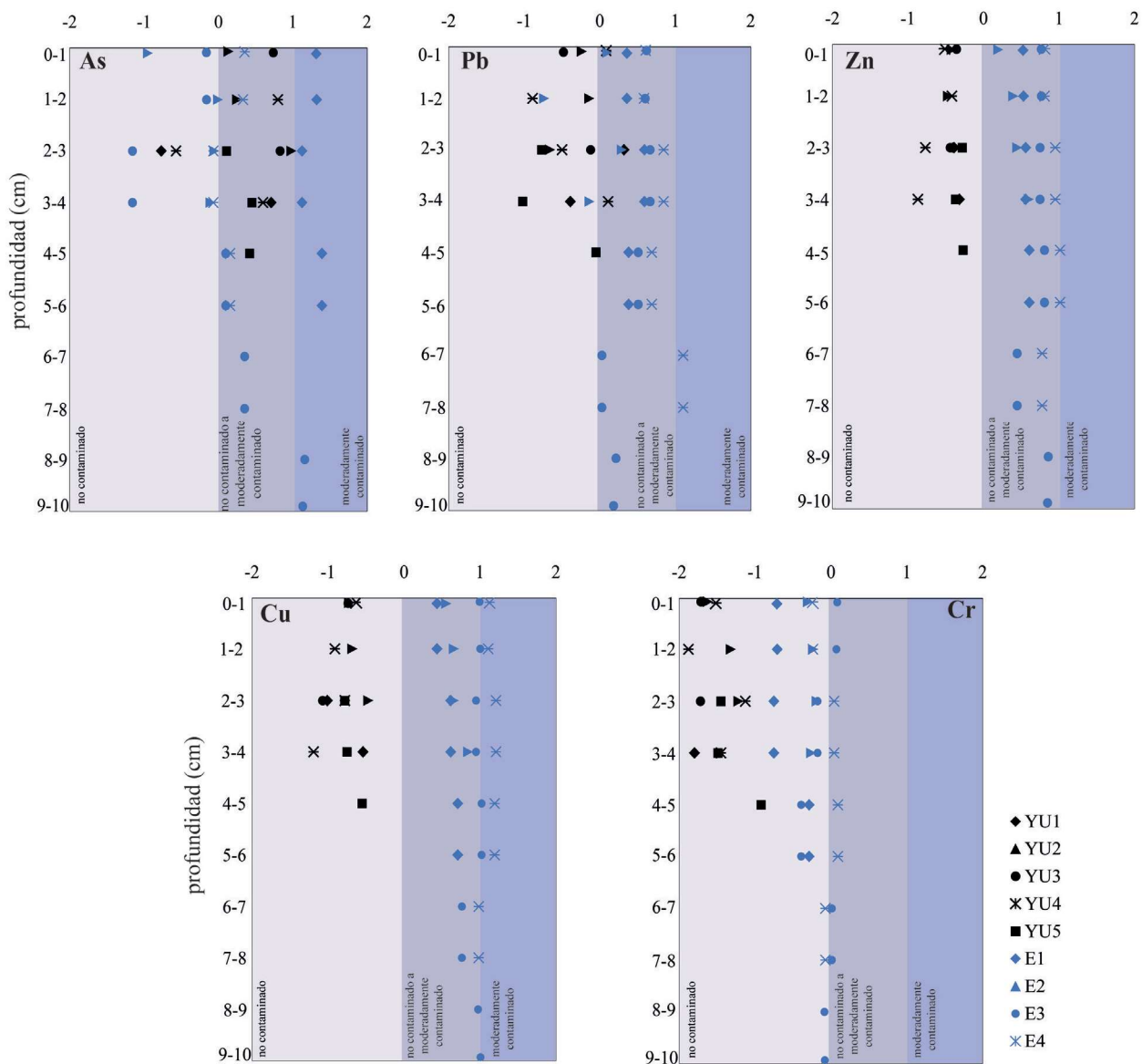


Figura 6 Índices de geoacumulación calculados para los sedimentos de la Laguna de Yuriria (símbolos en color negro) y la presa La Esperanza (símbolos en color azul).

Tabla 3. Estadísticos descriptivos del análisis multi-indicador determinados en los núcleos sedimentarios de la presa La Esperanza: contenido de humedad, carbono orgánico total (COT), carbono inorgánico total (CIT), fósforo total (PT), derivados de clorofila (DC), carotenoides totales (CT), arsénico (As), plomo (Pb), zinc (Zn), cobre (Cu) y cromo (Cr). DS: desviación estándar. n: número de datos.

	Humedad (%)	COT (%)	CIT (%)	PT (mg/kg)	DC (U. g PPI ⁻¹)	CT (mg. g PPI ⁻¹)	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	
E1	n	8	8	8	8	8	6	6	6	6	6	
	media ± DS	60.73 ± 1.19	4.87 ± 0.16	2.91 ± 0.44	298.63 ± 26.29	39.40 ± 10.29	0.30 ± 0.08	17.53 ± 1.48	34.77 ± 2.82	148.67 ± 3.61	63.17 ± 5.35	93.10 ± 15.45
	max	62.09	5.10	3.30	329.23	53.30	0.40	18.90	38.40	153.00	68.50	113.00
	min	59.63	4.69	2.31	270.61	29.70	0.20	15.70	32.70	145.00	56.70	81.90
E2	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	media ± DS	45.07 ± 3.30	4.16 ± 0.68	1.89 ± 0.37	231.47 ± 12.92	55.40 ± 30.78	0.22 ± 0.04	6.13 ± 1.39	24.23 ± 5.88	134.00 ± 13.21	67.33 ± 4.93	116.25 ± 3.27
	max	49.55	5.13	2.15	250.24	101.00	0.28	7.17	31.20	152.00	75.30	121.00
	min	41.59	3.68	1.35	220.75	33.41	0.18	3.73	15.30	115.00	61.80	112.00
E3	n	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
	media ± DS	56.85 ± 3.74	4.79 ± 0.46	2.76 ± 0.26	271.58 ± 30.91	49.21 ± 29.99	0.44 ± 0.54	8.54 ± 4.49	34.22 ± 5.83	167.00 ± 16.51	80.82 ± 5.29	128.20 ± 14.75
	max	61.73	5.43	3.00	318.81	97.31	1.46	16.10	40.50	182.00	85.20	145.00
	min	53.48	4.20	2.34	245.60	21.81	0.09	3.23	26.00	137.00	71.20	105.00
E4	n	9	9	9	9	6	6	6	9	9	9	
	media ± DS	58.53 ± 4.47	5.06 ± 0.73	2.69 ± 0.60	288.16 ± 13.88	27.39 ± 5.91	0.18 ± 0.03	7.98 ± 0.98	46.07 ± 3.43	184.67 ± 12.30	90.71 ± 3.20	133.89 ± 14.38
	max	63.73	6.30	3.05	306.38	32.27	0.22	9.05	54.80	203.00	97.20	147.00
	min	53.91	4.49	1.63	275.84	19.87	0.15	6.86	38.20	172.00	83.00	117.00

excepción de E2 0-1 cm), lo que indica posibles efectos adversos para la biota acuática (Figura 5). Asimismo, los sedimentos se clasificaron como no contaminados a modernamente contaminados ($0 < I_{geo} < 1$), con un FE moderado ($2 < FE < 5$). Se han reportado concentraciones altas de Zn en los jales mineros del DMG (180-330 mg/kg) con un bajo potencial de lixiviación (Mendoza-Amézquita *et al.*, 2006). También, se documentó la presencia de esfaleritas [(Zn,Fe)S] (Ramos-Gómez *et al.*, 2012), que posiblemente estén enriqueciendo a los sedimentos de la PLE con Zn. Mengelle-López *et al.* (2013) identificaron a escasos 2 km aguas arriba de la PLE, yacimientos de sulfuros de origen vulcanogénico con metales y metaloides que pueden enriquecer los sedimentos del reservorio.

Para el caso del Cu, este elemento fluctuó verticalmente en todos los sitios de muestreo entre 56.70 (E1 0-2 cm) y 97.20 mg/kg (E4 2-4 cm; Figura 5). Con base en la variabilidad lateral, la zona suroeste de la PLE (próximo al DMG) exhibió la concentración de Cu más alta en todos los niveles (media= 90.71 mg/kg; E4; Tabla 3; Figura 2S), superando el valor TEL y manteniéndose muy cercano al PEL (Figura 5), lo que indica que podrían ocurrir efectos adversos para la biota acuática. Los sedimentos de los registros E1, E2 y E3 se clasificaron como no contaminados a moderadamente contaminados con Cu ($0 < I_{geo} < 1$), mientras que el sitio E4 se clasificó como moderadamente contaminado con Cu ($1 < I_{geo} < 2$), y un FE moderado ($2 < FE < 5$) (Figura 6). La concentración alta de Cu en los sedimentos de la PLE es resultado en parte por la actividad minera que ocurre principalmente en la zona oeste del reservorio. Carrillo-Chávez *et al.* (2003) señalaron que el DMG ha estado generando más de 150 millones de toneladas de material de desecho minero, dando como resultado relaves históricos que se encuentran dispersos en la ciudad de Guanajuato. Miranda-Avilés *et al.* (2012) mencionaron que el Cu se ha utilizado en los procesos metalúrgicos de amalgamación y además se encuentra presente en

la mineral calcopirita. De acuerdo con Mendoza-Amézquita *et al.* (2006), en los jales de las minas pertenecientes a la Veta Madre y la Veta la Sierra ubicadas en la cuenca La Esperanza se encuentra presente el mineral calcopirita. Carrillo-Chávez *et al.* (2003) analizaron muestras de La Luz, Valenciana, San Nicolás y Noria Alta, minas localizadas al suroeste de la PLE, reportando contenidos altos de Cu (400.00 mg/kg), por lo tanto, es probable que los residuos metalúrgicos estén sometidos a procesos de lixiviación, erosión y/o transporte en la cuenca.

Finalmente, las concentraciones de Cr variaron verticalmente en los cuatro núcleos entre 81.90 (E1 2-4 cm) y 147.00 mg/kg (Figura 5). Los sedimentos en todos los niveles de los registros sedimentarios tuvieron contenidos de Cr que superaron el valor TEL (Figura 5), pero se clasificaron como no contaminados ($I_{geo} < 0$). Como excepción, los sedimentos del registro E4 resultaron no contaminados a modernamente contaminados con Cr ($0 < I_{geo} < 1$), con un FE moderado ($2 < FE < 5$). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Miranda-Avilés *et al.* (2012) y Rueda-Garzon *et al.* (2022) en la subcuenca del Río Guanajuato (Figura 1), donde se encontraron concentraciones de Cr en los sedimentos menores a los valores de fondo, atribuyéndolas a los aportes de las rocas ultramáficas de la Sierra de Guanajuato.

5. Análisis de Componentes Principales

Con el objetivo de comprender las fluctuaciones de los indicadores en los registros sedimentarios de los reservorios LY y PLE se realizó un ACP para caracterizar el tipo de perturbación antrópica (minería, agricultura y urbanización). Los dos primeros componentes explicaron el 68.20 % de la varianza total. El componente 1 resultó el más importante, ya que explicó el 44.50 % de la varianza de los indicadores ambientales estudiados y el componente 2 explicó el 23.70 % de la varianza

total. La Figura 7 muestra la contribución de las variables a los componentes principales, y la línea roja discontinua indica el valor medio de la contribución.

El biplot de composición muestra la relación entre los indicadores y los registros sedimentarios de la LY y la PLE (Figura 8). En el componente 1 se agruparon las muestras de la LY y los indicadores representados fueron DC, CT, COT, CIT, PT, contenido de humedad y As, con valores positivos, indicando una relación directa entre ellos. La asociación entre estos indicadores sugiere una productividad primaria alta causada por el enriquecimiento

de nutrientes y el contenido orgánico a partir de las actividades humanas desarrolladas en la zona de influencia a la LY (Figura 8). Además, es importante señalar que los sitios que tienen mayor peso en los indicadores son los que se encuentran cercanos a las desembocaduras de los afluentes (núcleos YU1 y YU5) y el sitio cercano a la localidad Angostura que es un sitio de alta actividad gastronómica (núcleo YU3), contribuyendo con la descarga de aguas residuales sin un tratamiento previo. En cambio, el sitio YU4 mostró los contenidos más bajos en todos los indicadores analizados y tuvo un menor peso en el componente 1, ya

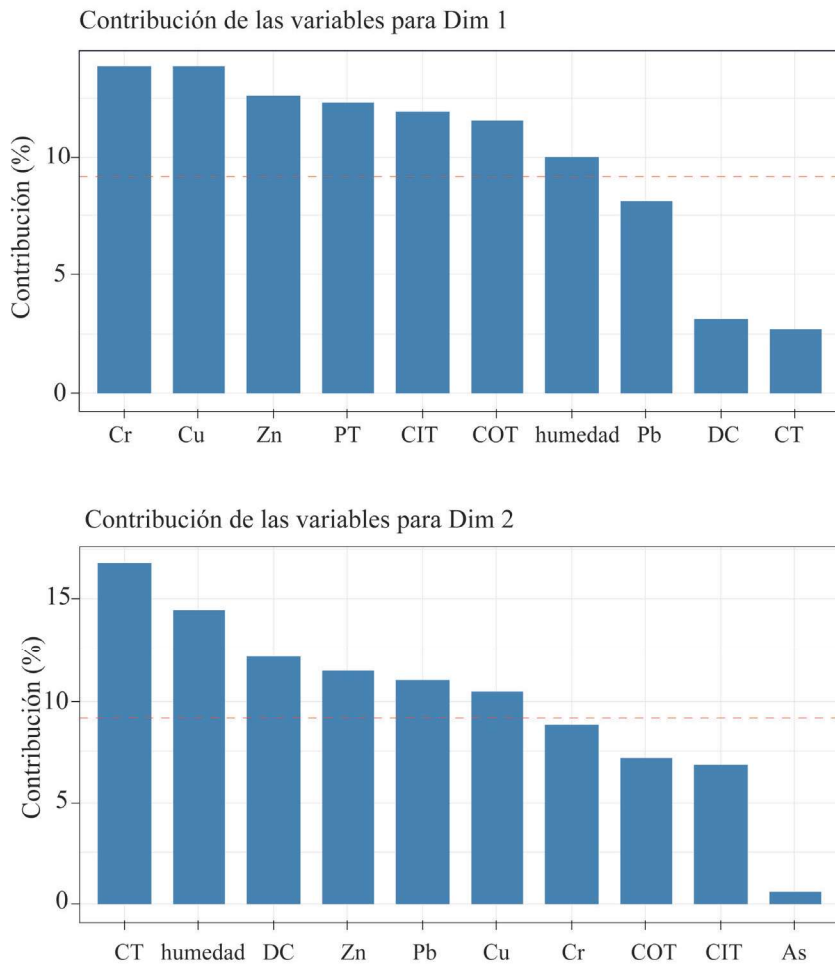


Figura 7 Contribución de los indicadores (%) en los dos primeros componentes principales del ACP en los núcleos sedimentarios de los reservorios Laguna de Yuriria y presa La Esperanza.

que se encuentra cercano al efluente Zempoala (Figura 1). El PT y el As en los sedimentos de la LY serían aportados principalmente por fuentes antropogénicas relacionadas con el uso de agroquímicos, y particularmente el PT mediante las descargas de aguas residuales domésticas de las comunidades que habitan en las márgenes de la laguna.

Por su parte, el componente 2 incluyó los registros sedimentarios de la PLE y los indicadores que se correlacionaron positivamente fueron el Pb, Zn, Cu y Cr. Este componente y los parámetros que agrupa se interpretan como una representación de

la influencia de los procesos metalúrgicos desarrollados históricamente en el DMG desde hace más de 500 años, que han generado residuos con elementos traza que podrían lixivarse y acumularse en los sedimentos de la PLE. Otros estudios han demostrado que los jales mineros situados en la subcuenca del Río Guanajuato tienen altos contenidos de As, Pb y Cu que son movilizados a través de la erosión eólica (Ramos-Arroyo *et al.*, 2006) y mediante los sistemas hídricos superficiales (Cano-Aguilera *et al.*, 2008; Lecomte *et al.*, 2022), lo que provoca el aumento del número de sitios contaminados por elementos traza.

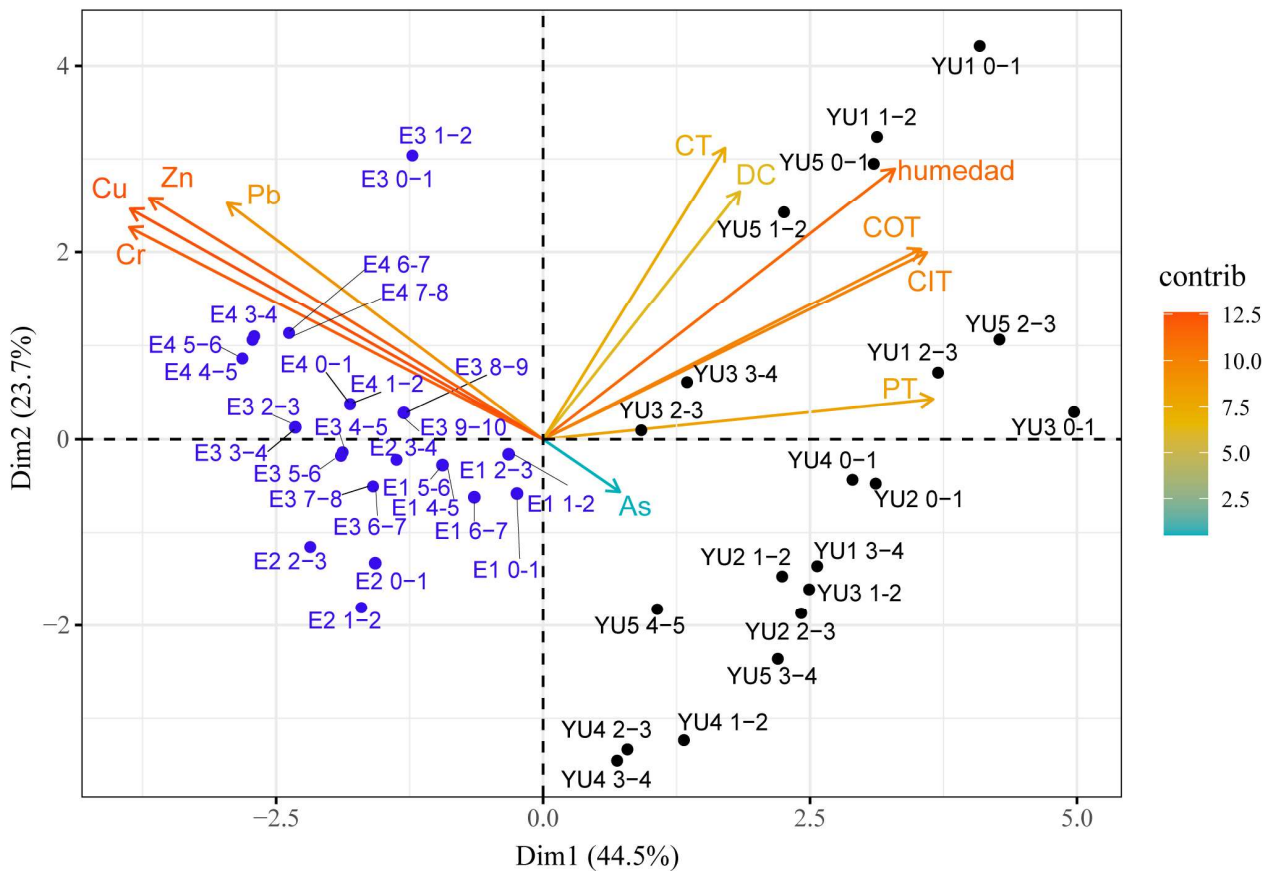


Figura 8 Biplot de la ordenación de los indicadores determinados en los núcleos sedimentarios de los reservorios estudiados. Contenido de humedad (humedad), carbono orgánico total (COT), carbono inorgánico total (CIT), fósforo total (PT), derivados de clorofila (DC), carotenoides totales (CT), As, Pb, Zn, Cu y Cr de los núcleos sedimentarios. En color negro se presentan las muestras a distinta profundidad de los sedimentos de la Laguna de Yuriria. En color azul se presentan las muestras a distinta profundidad de los sedimentos de la presa La Esperanza.

6. Conclusiones

El análisis de indicadores ambientales en núcleos sedimentarios cortos de la LY y la PLE permite identificar dos escenarios sujetos a condiciones ambientales y fuentes de aporte diferentes. En un primer caso, los registros de la LY experimentan un aumento progresivo en la productividad primaria (COT, DC, CT y PT) en las últimas décadas. El origen de estos incrementos desde base hasta techo se debe a fuentes antropogénicas asociadas con la urbanización, la actividad agrícola que ha crecido recientemente en la zona, la descarga de aguas residuales domésticas y urbanas de las comunidades aledañas al reservorio, y al aporte de biomasa de plantas acuáticas. La sobrepoblación del lirio acuático en la zona oeste y de los tulares en la zona sureste imprimen una señal en los sedimentos caracterizada por el aumento de vegetación acuática vascular (CT más altos). En cambio, el aumento en la productividad primaria por el florecimiento de algas es reflejado mayormente en los sedimentos de la región norte y este de la LY (DC más altos). La correlación positiva entre COT y CIT sugiere que la precipitación de carbonatos en este reservorio es mayormente bioinducida por organismos fotosintéticos que generan condiciones de mayor alcalinidad en el agua. Los sedimentos de la LY presentan concentraciones más bajas de Pb, Zn, Cr y Cu comparado con el As, relacionadas principalmente con condiciones naturales (meteorización de rocas y suelos), sin afectaciones a la biota acuática por parte del Pb, el Zn y el Cr. En cambio, los sedimentos se clasifican como moderadamente contaminados por As, con posibles efectos adversos para la biota y su origen se atribuye al uso de agroquímicos que ingresan a la LY mediante las escorrentías agrícolas.

Por otro lado, los sedimentos de la PLE evidencian un contenido elevado de materia orgánica exógena que ingresa al reservorio como resultado de la alta deforestación que existe en la cuenca La Esperanza durante los últimos siglos.

Los sedimentos se clasifican en su mayoría como moderadamente contaminados por As, Pb, Zn, Cr y Cu, con posibles efectos adversos para la biota acuática, a excepción del Zn. Se evidencia que las concentraciones de Cr y Zn tienen un origen geogénico, en relación con la presencia de rocas básicas y minerales (esfalerita), que se encuentran presentes en la cuenca hidrológica. En cambio, las concentraciones de Cu y As son generadas por el aporte antropogénico de los procesos metalúrgicos desarrollados en el DMG e ingresan a la PLE por la zona suroeste y este, respectivamente. Por su parte, las concentraciones de Pb presentan un origen mixto, tanto por fuentes naturales (mineral galena) como por fuentes antropogénicas (actividad minera).

Este estudio expone por primera ocasión el comportamiento de variables fisicoquímicas, biológicas y geoquímicas en secuencias sedimentarias cortas de ambos reservorios, constituyendo una fuente de información útil para la correlación con estudios de calidad de agua, que permitan mejorar la gestión de las cuencas hidrológicas.

Contribuciones de los autores

Conceptualización: GAZ; Análisis y adquisición de datos: CSMR, RMA; Desarrollo metodológico/técnico: CSMR, GAZ; Redacción del manuscrito original: CSMR; Redacción del manuscrito corregido y editado: GAZ, SRH, ELP, RMA; Diseño gráfico: CSMR; Trabajo de campo: ELP, GAZ, CSMR; Interpretación: CSMR, GAZ, SRH; Financiamiento: GAZ.

Financiamiento

Parte de este estudio fue financiado por la Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT, Gobierno del Estado de Guanajuato, México), con el número SMAOT-DGAJ-SOTyGRN-DGRN/COLABORACION/CUVEN/Q17/2020.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad de Guanajuato, al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT, México), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina), a la Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT) y el Ayuntamiento del municipio de Yuriria. C.S.M.R. agradece al CONAHCYT por el apoyo de beca para la realización de estudios de maestría. E.L.P. agradece a la Universidad de Guanajuato por su estancia de investigación. Un agradecimiento especial a la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG) por su apoyo en la realización del muestreo en la presa La Esperanza. Finalmente, los autores agradecen a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios para la mejora del manuscrito.

Conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Editor a cargo

Alexander Correa-Metrio.

Referencias

- American Public Health Association (APHA), 2017, Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.): Washington DC, USA, American Public Health Association.
- Anderson, N. J., Bennion, H., Lotter, A.F., 2014, Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe: *Global Change Biology*, 20(9), 2741-2751. <https://doi.org/10.1111/gcb.12584>
- Arche, A., 1989, *Sedimentología*: Madrid, España, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, volumen 1, 493 p.
- Armbrust, K.L., Bridges, D.C., 2002, Dissipation of monosodium methane arsonate (MSMA) on peanuts: *Journal of agricultural and food chemistry*, 50(7), 1959-1963. <https://doi.org/10.1021/jf011133m>
- Barats, A., Renac, C., Orani, A.M., Durrieu, G., Saint Martin, H., Esteller, M.V., Hoyos, S.E.G., 2020, Tracing source and mobility of arsenic and trace elements in a hydrosystem impacted by past mining activities (Morelos state, Mexico): *Science of the Total Environment*, 712, 135565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135565>
- Bednarova, Z., Kuta, J., Kohut, L., Machat, J., Klanova, J., Holoubek, I., Jarkovsky, L., Dusek, L., Hilscherova, K., 2013, Spatial patterns and temporal changes of heavy metal distributions in river sediments in a region with multiple pollution sources: *Journal of Soils and Sediments*, 13(7), 1257-1269. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0706-2>
- Bélanger, É., Lucotte, M., Moingt, M., Paquet, S., Oestreicher, J., Rozon, C., 2017, Altered nature of terrestrial organic matter transferred to aquatic systems following deforestation in the Amazon: *Applied Geochemistry*, 87, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.10.016>
- Bhagowati, B., Ahamad, K.U., 2019, A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling: *Ecology & Hydrobiology*, 19(1), 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>
- Birks, H.H., Birks, H.J.B., 2006, Multi-proxy studies in palaeolimnology: Vegetation history and Archaeobotany, 15(4), 235-251. <https://doi.org/10.1007/s00334-006-0066-6>
- Bravo-Covarrubias, A., Torres, E., Ayora, C., Ramos-Arroyo, Y.R., 2020, Movilidad de arsénico en los sedimentos de una presa que recibe escurrimientos de minas epitermales: *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(4), 797-811. <https://doi.org/10.20937/rica.53318>

- Buchaca, T., Catalan, J., 2007, Factors influencing the variability of pigments in the surface sediments of mountain lakes: *Freshwater biology*, 52(7), 1365-1379. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01774.x>
- Bundschuh, J., Schneider, J., Alam, M. A., Niazi, N.K., Herath, I., Parvez, F., Tomaszewska, B., Guimaraes Guilherme, L.R., Maity, J.P., López, D.L., Fernández Cirelli, A., Pérez-Carrera, A., Morales-Simfors, N., Alarcón-Herrera, M.T., Baisch, P., Mohan, D., Mukherjee, A., 2021, Seven potential sources of arsenic pollution in Latin America and their environmental and health impacts: *Science of the Total Environment*, 780, 146274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146274>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2001, Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report, in Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Cano-Aguilera, I., Rubio-Campos, B.E., De la Rosa, G., Aguilera-Alvarado, A.F., 2008, Arsenic mobility from mining tailings of Monte San Nicolas to Presa de Mata in Guanajuato, Mexico: *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 47, 390.
- Carpenter, S.R., Leavitt, P.R., 1991, Temporal variation in a paleolimnological record arising from a trophic cascade: *Ecology*, 72(1), 277-285. <https://doi.org/10.2307/1938921>
- Carrillo-Chávez, A., Morton-Bermea, O., González-Partida, E., Rivas-Solorzano, H., Oesler, G., García-Meza, V., Hernández, E., Morales, P., Cienfuegos, E., 2003, Environmental geochemistry of the Guanajuato mining district, Mexico: *Ore Geology Reviews*, 23(3-4), 277-297. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(03\)00039-8](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(03)00039-8)
- Chaparro, M.A.E., Ramírez-Ramírez, M., Chaparro, M.A.E., Miranda-Avilés, R., Puy-Alquiza, M.J., Böhnelt, H.N., Zanor, G.A., 2020, Magnetic parameters as proxies for anthropogenic pollution in water reservoir sediments from Mexico: An interdisciplinary approach: *Science of The Total Environment*, 700, 134343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134343>
- Cohen, A., 2003. *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems*: Oxford. University Press. 500.
- Coianiz, L., Ariztegui, D., Piovano, E.L., Lami, A., Guilizzoni, P., Gerli, S., Waldmann, N., 2015, Environmental change in subtropical South America for the last two millennia as shown by lacustrine pigments: *Journal of Paleolimnology*, 53, 233-250. <https://doi.org/10.1007/s10933-014-9822-2>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 1999, Ficha informativa de áreas de importancia para la Conservación de la Aves (AICAS), disponible en <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html>, consultado 06 enero 2021.
- Córdova de la Cruz, S.E., Esparza Claudio, J.D.J., 2016, Generación de escenario de potencial de contaminación en el acuífero Silao-Romita, en Guanajuato. *Realidad, datos y espacio: Revista internacional de estadística y geografía*, 7(2), 40-56.
- Costamagna, I., Halac, S.R., Mengo, L., Pisani, N., Ruiz, M., Piovano, E. L., 2022, Deciphering the environmental drivers throughout the 20th and 21st centuries in the paleolimnological record of Laguna del Plata, Laguna Mar Chiquita system, Northern Pampean plain, Argentina: *Journal of South American Earth Sciences*, 119, 103979. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103979>
- Datta, R., Sarkar, D., 2004, Arsenic geochemistry in three soils contaminated with sodium arsenite pesticide: an incubation study: *Environmental Geosciences*, 11(2), 87-97. <https://doi.org/10.1306/eg.08220303013>

- Degano, M.F., Rodriguez, M. I., Ruiz, M., Halac, S., Ruibal, A.L., 2016, Estudio preliminar paleolimnológico del Embalse San Roque (Córdoba, Argentina), *en* 3er Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos INA-Ezeiza.
- Delaney, M.L., 1998, Phosphorus accumulation in marine sediments and the oceanic phosphorus cycle: Global Biogeochemical Cycles, 12(4), 563-572. <https://doi.org/10.1029/98GB02263>
- Espinal-Carreón, T., Sedeño Díaz, J.E., López López, E., 2013, Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010: Revista internacional de contaminación ambiental, 29(3), 147- 163.
- Farella, N., Lucotte, M., Louchouart, P., Roulet, M., 2001, Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajos, Brazilian Amazon: Organic Geochemistry, 32(12), 1443-1458. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(01\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00103-6)
- Gierlowski-Kordesch, E., 2020, Limnogeology: Geotimes, American Geological Institute.
- Gough, L.P., Shacklette, H.T., Case, A.A., 1979, Element concentrations toxic to plants, animals, and man (No. 1466) US Govt. Print. Off., <https://doi.org/10.3133/b1466>
- Halac, S., Mengo, L., Guerra, L., Lami, A., Musazzi, S., Loizeau, J.L., Ariztegui, D., Piovano, E.L., 2020, Paleolimnological reconstruction of the centennial eutrophication processes in a sub-tropical South American reservoir: Journal of South American Earth Sciences, 103, 102707. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102707>
- Heiri, O., Lotter, A.F., Lemcke, G., 2001, Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results: Journal of Paleolimnology, 25, 101-110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>
- Hollert, H., Crawford, S.E., Brack, W., Brinkmann, M., Fischer, E., Hartmann, K., Keiter, S., Ottermanns, R., Ouellet, J.D., Schüt, C., Schulze, T., Schwarz, A., Seiler, T.B., Wessels, M., Hinderer, M., Schwab, A., 2018, Looking back-Looking forward: A novel multi-time slice weight-of-evidence approach for defining reference conditions to assess the impact of human activities on lake systems: Science of the Total Environment, 626, 1036-1046. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.113>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Programas de información, disponible en <<https://www.inegi.org.mx/programas/>>, consultado mayo de 2020.
- Kapsalis, V.C., Kalavrouziotis, I.K., 2021, Eutrophication—A worldwide water quality issue, in Zamparas, M.G., Kyriakopoulos, G.L. (eds.), Chemical Lake Restoration, Technologies, Innovations and Economic Perspectives: Springer Cham, 1-21.
- Kelts, K., Hsü, K.J., 1978, Freshwater carbonate sedimentation, *in* Lerman, A. (ed.), Lakes: chemistry, geology, physics: New York, NY, Springer New York, 295-323 p.
- Lami, A., Guilizzoni, P., Marchetto, A., 2000, High resolution analysis of fossil pigments, carbon, nitrogen and sulphur in the sediment of eight European Alpine lakes: The MOLAR project: Journal of Limnology 59: 15–28. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2000.s1.15>
- Lami, A., Niessen, F., Guilizzoni, P., Masaferrro, J., Belis, CA., 1994, Palaeolimnological studies of the eutrophication of volcanic Lake Albano (central Italy): Journal of Paleolimnology 10: 181-197. <https://doi.org/10.1007/BF00684032>
- Lami, A., Turner, S., Musazzi, S., Gerli, S., Guilizzoni, P., Rose, N.L., Yang, R. 2010, Sedimentary evidence for recent increases in production in Tibetan plateau lakes: Hydrobiologia, 648(1), 175-187. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0263-2>

- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, A., Pinay, G., 2019, Eutrophication: a new wine in an old bottle?: Science of the Total Environment, 651, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Lecomte, K.L., Pasquini, A.I., Manjarrez-Rangel, C.S., Puy-Alquiza, M.J., de Jesús N. Segoviano-Garfias, J., Zanor, G. A., 2022, Surface hydrochemical dynamic in an artificial lake with anthropic impact: La Purísima reservoir, Central Mexico: Environmental Monitoring and Assessment, 194(2), 128. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09773-4>
- López-López, E., Sedeño-Díaz, J.E., Soto, C., Favari, L. 2011, Responses of antioxidant enzymes, lipid peroxidation, and Na⁺/K⁺-ATPase in liver of the fish *Goodea atripinnis* exposed to Lake Yuriria water: Fish physiology and biochemistry, 37(3), 511-522. <https://doi.org/10.1007/s10695-010-9453-0>
- Macías Domínguez, L. A., Hernández González, M., Navarro Rodríguez, C., Pérez Vega, A., 2023, Degradación de la vegetación y azolvamiento en presas periurbanas de zonas templadas de México: contribuciones para su evaluación y prospección: Jóvenes en la ciencia, disponible en <<https://www.jovenesenlaciencia.ugto.mx/index.php/jovenesenlaciencia/article/view/3975>>, consultado 12 de octubre de 2023.
- Macías, R., Ramos, M.S., Guerrero, A.L., Farfán, M.G., Mitchell, K., Avelar, F.J., 2022, Contamination assessment and chemical speciation of lead in soils and sediments: A case study in Aguascalientes, México. Applied Sciences, 12(17). <https://doi.org/10.3390/app12178592>
- Makri, S., Lami, A., Lods-Crozet, B., Loizeau, J. L., 2019, Reconstruction of trophic state shifts over the past 90 years in a eutrophicated lake in western Switzerland, inferred from the sedimentary record of photosynthetic pigments: Journal of Paleolimnology, 61, 129-145. <https://doi.org/10.1007/s10933-018-0049-5>
- Mango, H., Zantop, H., Oreskes, N., 1991, A fluid inclusion and isotope study of the Rayas Ag-Au-Cu-Pb-Zn mine, Guanajuato, Mexico: Economic Geology, 86(7), 1554-1561. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.86.7.1554>
- Mendoza-Amézquita, E., Armienta-Hernández, M.A., Ayora, C., Soler, A., Ramos-Ramírez, E., 2006, Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México: Revista mexicana de ciencias geológicas, 23(1), 75-83.
- Mengelle-López, J.J., Canet, C., Prol-Ledesma, R.M., González-Partida, E., Camprubí, A., 2013, Secuencia vulcano-sedimentaria La Esperanza (Cretácico Inferior) al norte de Guanajuato, México: Importancia en la exploración de sulfuros masivos vulcanogénicos: Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 65(3), 511-525.
- Mengo, L., Halac, S., Foray, G., Costamagna, I., Piovano, E., 2022, A sedimentary record of the environmental evolution and changes in trophic state of San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina) during the 20th-21st centuries: Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis, 29 (1), 3-21.
- Metcalf, S.E., S.L. O'Hara, 1992, Sensibilidad de lagos mexicanos a alteraciones en el medio ambiente: ejemplos del Eje Neovolcánico: Ingeniería Hidráulica en México, 7, 107-121.
- Miranda-Avilés, R., Puy, M.A., Pérez, O.A., 2012, Anthropogenic metal content and natural background of overbank sediments from the mining district of Guanajuato, México: Soil and Sediment Contamination, 21, 604-624. <https://doi.org/10.1080/15320383.2012.672488>
- Miranda-Avilés, R., Puy-Alquiza, M.J., Caudillo-González, M., 2009, Evidencias estratigráficas

- y geoquímicas de la variación temporal de sedimentos naturales y antropogénicos en la planicie aluvial del río Guanajuato: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 26(3), 564-574.
- Morales-García, S.S., Meza-Olvera, E., Shrutti, V.C., Sedeño-Díaz, J.E., 2020, Assessment of metal contamination and their ecological risks in wetland sediments of the former Texcoco saline lake, Mexico: *Journal of Soils and Sediments*, 20, 2912-2930. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02613-3>
- Müller, G., 1969, Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River: *GeoJournal*, 2, 108-118.
- Mullin, M.M., 1998, Biomasses of large-celled phytoplankton and their relation to the nitricline and grazing in the California Current system off Southern California, 1994-1996: *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report*, 117-123.
- Nriagu, J.O., 1989, A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals: *Nature*, 338(6210), 47-49.
- Obst, M., Wehrli, B., Dittrich, M., 2009, CaCO₃ nucleation by cyanobacteria: Laboratory evidence for a passive, surface induced mechanism: *Geobiology* 7(3):324-347. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2009.00200.x>
- Ochoa-Contreras, R., Jara-Marini, M.E., Sanchez-Cabeza, J.A., Meza-Figueroa, D.M., Pérez-Bernal, L.H., Ruiz-Fernández, A.C., 2021, Anthropogenic and climate induced trace element contamination in a water reservoir in northwestern Mexico: *Environmental Science and Pollution Research*, 28(13), 16895-16912. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11995-3>
- Paterson, A.M., Köster, D., Reavie, E.D., Whitmore, T. J., 2020, Preface: paleolimnology and lake management: *Lake and Reservoir Management*, 36(3), 205-209. <https://doi.org/10.1080/10402381.2020.1805998>
- Quazi, S., Datta, R., Sarkar, D., 2011, Effects of soil types and forms of arsenical pesticide on rice growth and development: *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8, 445-460.
- Ramos-Arroyo, Y.R., Ledesma, R.M.P., Grabach, C.D.S., 2004, Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicos para los residuos mineros: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(2), 268-284.
- Ramos-Arroyo, Y.R., Siebe-Grabach, C.D., 2006, Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(1), 54-74.
- Ramos-Gómez, M., Avelar, J., Medel-Reyes, A., Yamamoto, L., Godinez, L., Ramirez, M., Guerra, R., Rodriguez, F., 2012, Metal mobilization in tailings originated from the mining district of Guanajuato, Mexico: *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 49-59.
- Ramsar Sites Information Service (RSIS)., 2004, Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR), disponible en <https://rsis.ramsar.org/ris/1361>, consultado 10 de enero de 2022.
- Rudnick, R. L., Gao, S., 2003, Composition of the continental crust, *in* Holland, H.D., Turekian, K.K. (eds.), *Treatise on Geochemistry*: Elsevier science, 3, 1-64.
- Rueda-Garzon, L.F., Miranda-Avilés, R., Carrillo-Chávez, A., Puy-Alquiza, M.J., Morales-Martinez, J.L., Zanor, G., 2022, Contamination assessment and potential sources of heavy metals and other elements in sediments of a basin impacted by 500 years of mining in central Mexico: *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(10), 729. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10421-0>
- Salas, P.M., Sujatha, C.H., Kumar, C.R., Cheriyan, E., 2017, Heavy metal distribution and contamination status in the sedimentary

- environment of Cochin estuary: *Marine Pollution Bulletin*, 119(2), 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.018>
- Sánchez, E.R., Martínez, J.M.E., Morales, M.M., Talavera Mendoza, O., Alberich, M.V.E., 2022, Ecological and Health Risk Assessment of Potential Toxic Elements from a Mining Area (Water and Sediments): The San Juan-Taxco River System, Guerrero, Mexico: *Water*, 14(4), 518. <https://doi.org/10.3390/w14040518>
- Saldaña-Robles, A., Abraham-Juárez, M.R., Saldaña-Robles, A.L., Saldaña-Robles, N., Ozuna, C., Gutiérrez-Chávez, A.J., 2018, The Negative Effect of Arsenic in Agriculture: Irrigation Water, Soil and Crops, State of the Art: *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(2), 1533-1551.
- Sandoval-Minero R., 2004, Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR).
- Schultze-Lam, S., Beveridge, T.J., Des Marais, D. J., 1997, Whiting events: biogenic origin due to the photosynthetic activity of cyanobacterial picoplankton: *Limnology and oceanography*, 42(1), 133-141. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0133>
- Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT), Cuenca de la Esperanza, disponible en <<https://smaot.guanajuato.gob.mx/sitio/areas-naturales-protegidas/7/Cuenca-de-la-Esperanza>>, consultado 19 de febrero 2020.
- Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT), 1998, Programa de Manejo para el área natural protegida “Cuenca de La Esperanza” localizada en el municipio de Guanajuato, disponible en <<https://smaot.guanajuato.gob.mx/sitio/areas-naturales-protegidas/7/Cuenca-de-la-Esperanza>>, consultado 20 de octubre de 2023.
- Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT), 2005, Resumen del programa de manejo del área natural protegida en la categoría de área de restauración ecológica “Laguna de Yuriria y su zona de influencia”, disponible en <<https://smaot.guanajuato.gob.mx/sitio/areas-naturales-protegidas/10/Laguna-de-Yuriria-y-su-Zona-de-Influencia>>, consultado 20 de octubre de 2023.
- Siver, P.A., Wizniak, J.A., 2001, Lead analysis of sediment cores from seven Connecticut lakes: *Journal of Paleolimnology*, 26, 1-10. <https://doi.org/10.1023/A:1011131201092>
- Smol, J.P., 1992, Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management: *Journal of aquatic ecosystem health*, 1(1), 49-58. <https://doi.org/10.1007/BF00044408>
- Soto Araiza, E.G., Miranda Huerta, A., Rosales Franco, E., 2002, Carta geoquímica por Arsénico, F14-C84, 1:50,000: Acámbaro Guanajuato y Michoacán, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática.
- Sprague, D.D., Vermaire, J.C., 2018, Legacy arsenic pollution of lakes near Cobalt, Ontario, Canada: arsenic in lake water and sediment remains elevated nearly a century after mining activity has ceased: *Water, air, & soil pollution*, 229(3), 87. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3741-1>
- Srinivasarao, Ch., Rama Gayatri, S., Venkateswarlu, B., Jakkula, V.S., Wani, S.P., Kundu, S., Sahrawat, K.L., Rajasekhara Rao, B.K., Marimuthu, S., Gopala Krishna, G., 2014, Heavy metals concentration in soils under rainfed agro-ecosystems and their relationship with soil properties and management practices: *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1959-1972. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0350-9>
- Swain, E.B., 1985, Measurement and interpretation of sedimentary pigments: *Freshwater Biology*, 15(1), 53-75.
- Teranes, J.L., McKenzie, J.A., Lotter, A.F., Sturm, M., 1999, Stable isotope response

- to lake eutrophication: Calibration of a high-resolution lacustrine sequence from Baldeggersee, Switzerland: *Limnology and Oceanography* 44 (2): 320–333. <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.2.0320>
- Tharwat, A., 2016, Principal component analysis-a tutorial. *International Journal of Applied Pattern Recognition*, 3(3), 197-240. <https://doi.org/10.1504/IJAPR.2016.079733>
- Urdinez, F., Cruz Labrín, A., 2020, AnalizaR Datos Políticos.
- Vantarakis, A., 2021, Eutrophication and Public Health, in Zamparas, M.G., Kyriakopoulos, G.L. (eds.), *Chemical Lake Restoration, Technologies, Innovations and Economic Perspectives*: Springer Cham, 23-47 p.
- Varol, M., 2011, Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques: *Journal of hazardous materials*, 195, 355-364. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.051>
- Vasallo, L.F., 1988, Características de la composición mineralógica de las menas de la Veta Madre de Guanajuato: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, Universidad Nacional Autónoma de México, 7(2), 232-243.
- Vázquez-Castro, G., Ortega-Guerrero, B., Rodríguez, A., Caballero, M., Lozano-García, S., 2008, Mineralogía magnética como indicador de sequía en los sedimentos lacustres de los últimos ca. 2,600 años de Santa María del Oro, occidente de México: *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 25(1), 21-38.
- Ventura, L.J.R., Retana, A.N., 1993, Vegetación y flora acuáticas de la laguna de Yuriria, Guanajuato, México: *Acta Botánica Mexicana*, (25), 61-79. <https://doi.org/10.21829/abm25.1993.683>
- Watson, V.T., Medeiros, A.S., 2021, The value of paleolimnology in reconstructing and managing ecosystem vulnerability: a systematic map: *FACETS*, 6(1), 517-536. <https://doi.org/10.1139/facets-2020-0067>
- Wetzel, M.C., Atwater, A.E., Wait, J.V., Stuart, D.C., 1975, Neural implications of different profiles between treadmill and overground locomotion timings in cats: *Journal of Neurophysiology*, 38(3), 492-501.
- Xu, F.L., Yang, C., He, W., He, Q. S., Li, Y. L., Kang, L., Liu, W.X., Xiong, Y.Q., Xing, B., 2017, Bias and association of sediment organic matter source apportionment indicators: a case study in a eutrophic Lake Chaohu, China: *Science of The Total Environment*, 581, 874-884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.037>
- Zanor, G.A., Lecomte, K.L., Jesús Puy Y Alquiza, M., Saldaña-Robles, A., Manjarrez-Rangel, C.S., Rubio-Jiménez, C.A., Pussetto, N., 2023, A 16th century artificial reservoir under human pressure: water quality variability assessment in Laguna de Yuriria, central Mexico: *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 182. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10782-6>
- Zepernick, B.N., Wilhelm, S.W., Bullerjahn, G.S., Paerl, H.W., 2023, Climate change and the aquatic continuum: A cyanobacterial comeback story: *Environmental Microbiology Reports*, 15(1), 3-12. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.13122>
- Zhang, J., Li, Y., Liu, C., Li, F., Zhu, L., Qiu, Z., Xiao, M., Yang Z., Cai, Y., 2019, Concentration levels, biological enrichment capacities and potential health risk assessment of trace elements in *Eichhornia crassipes* from Honghu lake, China: *Scientific reports*, 9(1), 2431. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36511-z>

Material suplementario

Tabla 1S. Matriz de correlación de Spearman entre los indicadores ambientales de la Laguna de Yuriria. Contenido de humedad (%), carbono orgánico total (COT %), carbono inorgánico total (CIT %), fósforo total (PT mg/kg), derivados de clorofila (DC U. g PPI-1) y carotenoides totales (CT mg. g PPI-1). En negritas se indican las correlaciones estadísticamente significativas (** p-valor < 0.01, *** p-valor < 0.001).

	<i>humedad</i>	<i>COT</i>	<i>CIT</i>	<i>PT</i>	<i>DC</i>	<i>CT</i>
humedad	1					
COT	0.84***	1.00				
CIT	0.78***	0.89***	1.00			
PT	0.23	-0.06	0.04	1.00		
DC	0.79***	0.57**	0.51**	0.26	1.00	
CT	0.83***	0.59**	0.58**	0.39	0.64**	1.00

Tabla 2S. Matriz de correlación de Spearman entre los indicadores ambientales de la presa La Esperanza. Contenido de humedad (%), carbono orgánico total (COT %), carbono inorgánico total (CIT %), fósforo total (PT mg/kg), derivados de clorofila (DC U. g PPI-1) y carotenoides totales (CT mg. g PPI-1). En negritas se indican las correlaciones estadísticamente significativas (* p-valor < 0.05, ** p-valor < 0.01).

	<i>humedad</i>	<i>COT</i>	<i>CIT</i>	<i>PT</i>	<i>DC</i>	<i>CT</i>
humedad	1.00					
COT	0.71*	1.00				
CIT	0.26	-0.21	1.00			
PT	0.86**	0.86**	0.07	1.00		
DC	-0.50	-0.74*	-0.10	-0.76*	1.00	
CT	0.05	-0.14	0.74*	-0.17	0.17	1.00

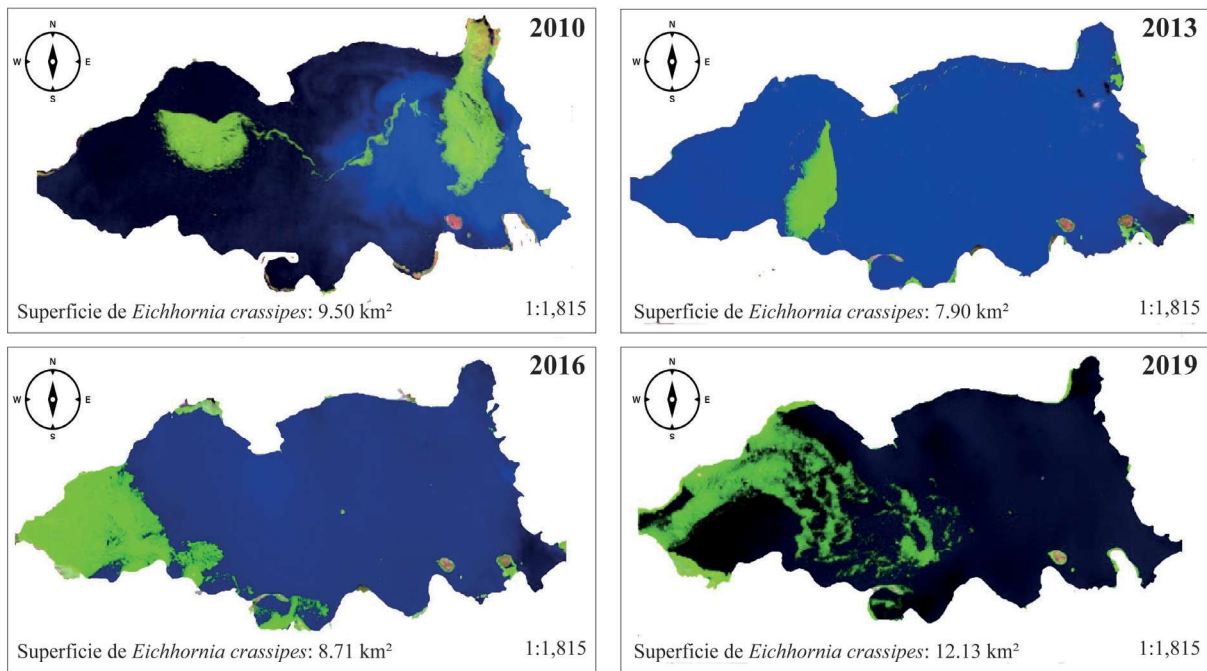


Figura 1S Imágenes satelitales tipo Landsat 5 y 8 recuperadas del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, 2023; <https://earthexplorer.usgs.gov>). Se muestra el contorno de la Laguna de Yuriria y la superficie cubierta por lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) resaltada en color verde. Para la obtención de la superficie en km² ocupada por el lirio acuático se empleó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).

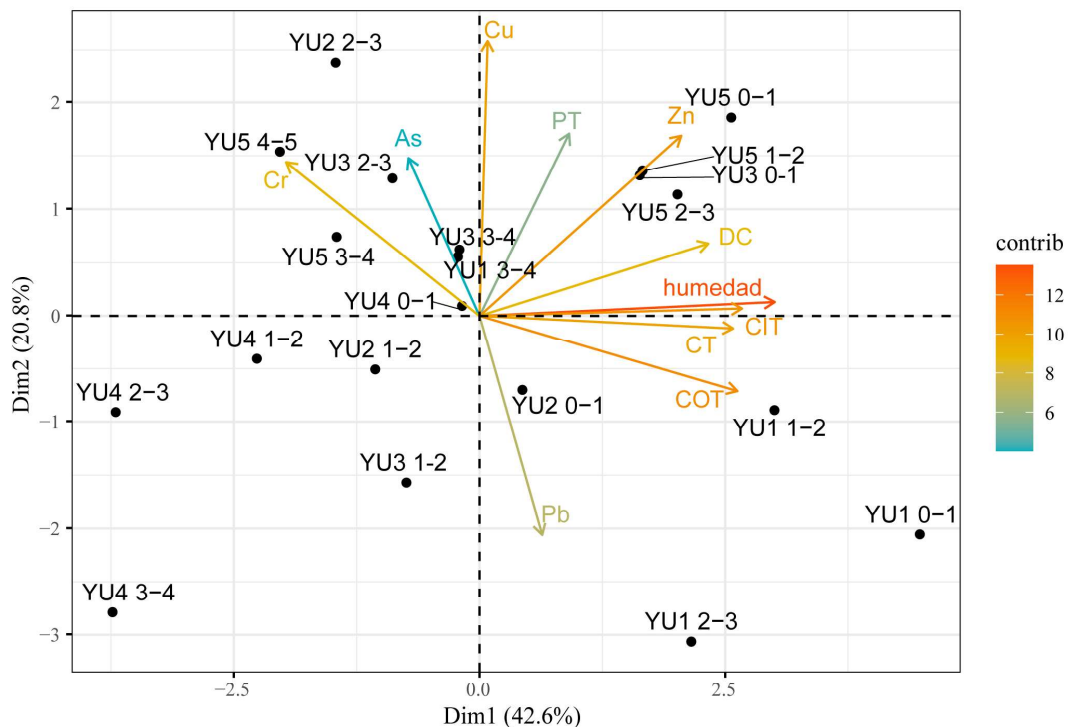


Figura 2S Biplot de la ordenación y varianza explicada por los indicadores ambientales determinados en los núcleos sedimentarios de la Laguna de Yuriria.

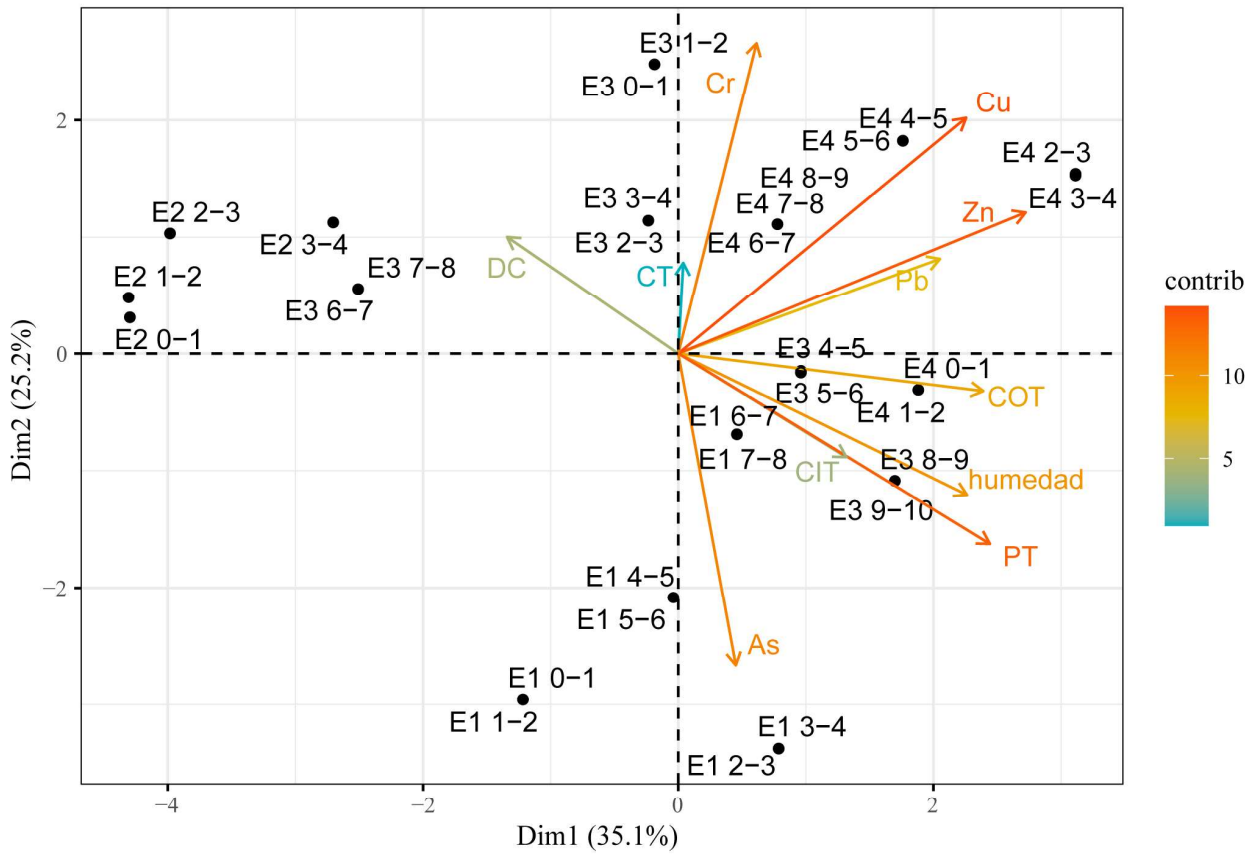


Figura 3S Biplot de la ordenación y varianza explicada por los indicadores ambientales determinados en los núcleos sedimentarios de la presa La Esperanza.