

COMPORTAMIENTO Y FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS RECIENTES DE LA LAGUNA DE UNARE, VENEZUELA

MARTÍNEZ GREGORIO*¹, MARÍN, FERNANDO², QUINTERO ANTONIO¹, MARCANO DAYANA², BRITO FELICIA¹ & GUTIÉRREZ ARGELIA²

¹*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre.*

**Autor de correspondencia: goyomartinez@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-1882-752X>. felicia.brito@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-7030-9327> agqr2005@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-6258-0985>*

²*Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián”, Cumaná, estado Sucre, Venezuela.*

marinjimenezfernando@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-8020-9397> dayanamarcanol@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-6935-3107> gutierrezargelia23@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-2460-3619>

RESUMEN: La laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela, actúa como un sumidero natural de especies químicas inorgánicas y materia orgánica, bajo la influencia continental, atmosférica y humana. El presente estudio evaluó la distribución y fraccionamiento geoquímico de metales pesados (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co y Mn) en sedimentos superficiales y núcleos de la laguna mediante técnicas de espectrofotometría de absorción atómica. La fracción residual de los metales recolectados fue la parte más importante, seguida por las fracciones de materia orgánica, carbonatos, así como metales intercambiables, revelando la tendencia de los metales menos móviles. Sin embargo, variaron con la profundidad y la ubicación, reflejando la interacción de procesos hidrodinámicos, texturales y de origen humano. Las concentraciones totales determinadas fueron: Cu (11,0–73,9 µg/g), Cd (6,21–9,32 µg/g), Pb (61,7–80,7 µg/g), Ni (61,5–92,8 µg/g), Cr (215–315 µg/g), Co (28,7–34,3 µg/g) y Mn (217–586 µg/g), en muchos casos superando los valores de referencia para sedimentos no contaminados. La textura limosa de los sedimentos y su alto contenido de materia orgánica favorecen la acumulación de estos metales, lo cual, junto con la descarga de ríos como el Unare y el Chávez, la actividad pesquera, el tráfico marítimo y las descargas domésticas e industriales, puede explicar el alto contenido de contaminantes en la laguna. Por lo tanto, los resultados reflejan una creciente presión antropogénica sobre este ecosistema costero, lo que apoya la necesidad de realizar monitoreos para mitigar las consecuencias negativas de los cambios adversos en la gestión ambiental de su biodiversidad y función ecológica.

Palabras clave: metales pesados, sedimentos, laguna de Unare.

ABSTRACT: The Unare lagoon, Anzoátegui state, Venezuela, serves as a natural sink for inorganic chemical species and organic matter, influenced by continental, atmospheric, and human factors. The present study evaluated the geochemical distribution and fractionation of heavy metals (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co, and Mn) in surface sediments and cores by atomic absorption spectrophotometry techniques. The residual fraction of the collected metals was the most important part, followed by the fractions of organic matter, carbonates, as well as exchangeable metals, revealing the trend of less mobile metals. However, they varied with depth and location, reflecting the interaction of hydrodynamic, textural, and human-made processes. The total concentrations determined were: Cu (11.0–73.9 µg/g), Cd (6.21–9.32 µg/g), Pb (61.7–80.7 µg/g), Ni (61.5–92.8 µg/g), Cr (215–315 µg/g), Co (28.7–34.3 µg/g), and Mn (217–586 µg/g), in many cases exceeding the reference values for uncontaminated sediments. The silty texture of the sediments and their high content of organic matter enhance the accumulation of these metals, which, together with the discharge of rivers such as the Unare and the Chávez, fishing activity, maritime traffic, and domestic and industrial discharges, may explain the high content of pollutants in the lagoon. Therefore, the results reflect a growing anthropogenic pressure on this coastal ecosystem, which supports the need for monitoring to mitigate the negative consequences of adverse changes in the environmental management of its biodiversity and ecological function.

Keywords: heavy metals, sediments, Unare lagoon.

INTRODUCCIÓN

Los ambientes marino-costeros, como las lagunas costeras, destacan por su alta productividad biológica, complejidad ecológica y diversidad de funciones ecosistémicas (BRICKER *et al.* 2008; GAMITO 2008; SOUSA *et al.* 2020; ROSA *et al.* 2022). Las lagunas, generalmente someras (<10 m de profundidad), presentan conexión permanente o intermitente con el mar que permite la interacción entre masas de agua con diferentes características fisicoquímicas (CONTRERAS *et al.* 2004). En estos sistemas convergen procesos físicos, químicos y biológicos esenciales que sustentan una elevada biodiversidad, proporcionando refugio, alimento y lugares de reproducción para muchas especies de animales acuáticos y terrestres (RIDGWAY & SHIMMIELD 2002; ENGLE 2011; CABRAL *et al.* 2019). Adicionalmente, actúan como zonas de intercambio de materia entre las cuencas hidrográficas y el océano, lo cual es determinante para el sustento económico de comunidades costeras a través de la pesca y otras actividades productivas.

No obstante, su ubicación en zonas de transición los convierte en receptores naturales de diversos contaminantes, entre ellos los metales pesados. Estos elementos, una vez introducidos en el medio, presentan una escasa o nula degradabilidad, lo que favorece su acumulación en los sedimentos. Su persistencia se ve influida por factores como la granulometría, el contenido de materia orgánica, el potencial redox y procesos fisicoquímicos como la adsorción, coprecipitación y complejación con compuestos húmicos (VALERO 2016; VAN KEMENADE *et al.* 2023). Aunque los metales pesados no se degradan, pueden transformarse en distintas especies químicas con variados niveles de movilidad y biodisponibilidad, algunas de las cuales resultan tóxicas incluso a concentraciones muy bajas (KARBASSI *et al.* 2011; CHERIYAN *et al.* 2015).

Los sedimentos, por lo tanto, juegan un papel fundamental en el control de las condiciones hidroquímicas de los ecosistemas acuáticos y en los ciclos biogeoquímicos. Sus características geoquímicas permiten inferir aspectos del régimen de corriente, estado redox, densidad de fauna bentónica, actividad microbiana y la naturaleza del depósito sedimentario. En condiciones estables, los sedimentos actúan como sumideros de metales pesados y compuestos orgánicos, aunque bajo determinadas condiciones ambientales pueden convertirse en fuentes secundarias de contaminación (ZHANG *et al.* 2020; CHANDÍA *et al.* 2024). Metales pesados como Cd, Hg, Pb, Cu y Zn son especialmente relevantes por su toxicidad, persistencia y facilidad de incorporación en la red trófica, causando impactos a nivel celular y ecosistémico (JHA *et al.* 2016; BERMEDO-CÁRDENAS 2025).

En Venezuela, los estudios dirigidos hacia el comportamiento geoquímico de metales pesados en sistemas estuarinos y lagunares son variados. Entre estos, destaca el trabajo llevado a cabo en el complejo lagunar Tacarigua-Unare-Píritu, siendo la laguna de Unare uno de los cuerpos de agua más importantes del oriente del país por su extensión, productividad y función biológico-ecológica y pesquera. A pesar de esto, el sistema lagunar ha sido objeto de creciente presión antrópica por desarrollo urbanístico e industrial, principalmente por descargas domésticas, escorrentías agrícolas y emisiones atmosféricas y efluentes líquidos asociados al Complejo Industrial José Antonio Anzoátegui.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento geoquímico de los metales pesados Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co y Mn en los sedimentos recientes de la laguna de Unare, a partir de su distribución espacial, fraccionamiento geoquímico y fuentes potenciales, y tomando el sedimento como principal reservorio en el ciclo de estos elementos en sistemas costeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna de Unare se localiza al noroeste del estado Anzoátegui, en la costa centro-este de Venezuela, entre las coordenadas UTM 1.113.438 - 1.121.253 norte y 259.004 - 236.215 oeste (Fig. 1; MARTÍNEZ *et al.* 2025). Mide aproximadamente 22 km en sentido este-oeste y unos 6 km de ancho durante la época de lluvias (RODRÍGUEZ *et al.* 2006). Está separada del mar Caribe por una barra de arena de entre 170 y

800 metros de ancho, que actualmente posee tres bocas de comunicación: Boca Mora, Boca Nueva y la desembocadura del río Unare, las cuales poseen ciclos de apertura y cierre que varían en función de los procesos sedimentarios de la zona, sometidos tanto a influencias naturales como humanas, entre ellas la infraestructura vial creada y desarrollos turísticos (MARTÍNEZ-ROMERO 2002; MÁRQUEZ *et al.* 2008).

La laguna es alimentada por aportes de sedimentos y agua dulce de los ríos Unare, Chávez y Cautaro, siendo el río Unare el principal afluente en la temporada de sequía. También recibe las descargas de las quebradas Cararache y Seca. El caño oriental del río Unare es el más grande los aportes de agua dulce, seguido por el río Chávez en la parte occidental de la laguna (LÓPEZ *et al.* 2006).

El fondo de la laguna es predominantemente fangoso, con ocurrencia de sedimentos con una proporción alta de compuestos reductores. La laguna es el principal recurso pesquero de la zona, con una producción donde domina el camarón *Penaeus* sp (MÁRQUEZ *et al.* 2008). Adicionalmente, es uno de los refugios significativos para especies de aves como los flamencos rojos (*Phoenicopterus ruber*) y algunas especies de aves limícolas.

Recolección de muestras

Se fijaron nueve (9) estaciones de muestreo (ocho en la Laguna de Unare y una en La Cerca) georreferenciadas mediante un GPS Garmin modelo Oregon 450 (Tabla 1, Figura 1; MARTÍNEZ *et al.* 2025). El muestreo se realizó en mayo de 2015, correspondiente al periodo de sequía. Para la recolección de los núcleos de sedimento se emplearon tubos de PVC de dos pulgadas de diámetro, cortados longitudinalmente y unidos con cinta plástica de alta resistencia, permitiendo preservar la estratificación natural del sedimento. Una vez extraídos los núcleos, se cortaron por encima del nivel del sedimento obtenido, quedando con longitudes variables entre 20 cm (núcleos 7 y 8) y 50 cm (núcleos 2 y 5).

Cada núcleo se dividió en intervalos de 5 cm y los fragmentos obtenidos se conservaron en bolsas de polietileno a baja temperatura hasta su posterior tratamiento y análisis. Una vez extraídos, los núcleos de los tubos fueron divididos cada 5 cm y las muestras se secaron en estufa a 60 °C durante una semana; posteriormente, se pulverizaron y mezclaron homogéneamente con un mortero y se conservaron para su posterior análisis. Todo el material utilizado se lavó previamente con una solución ácida (HCl 1 mol/L) y con agua desmineralizada de calidad Nanopure.

Procesamiento y análisis de los sedimentos

Separación granulométrica

La separación granulométrica se realizó en húmedo según el protocolo de TOSIANI *et al.* (2005) utilizando una mínima cantidad de agua para no exceder los 1000 ml de volumen. Se utilizaron tamices de acero inoxidable con aberturas de 1000, 500, 250, 125 y 63 μm , separando así las fracciones de grava, diferentes clases de arena y lodo (limo y arcilla) suspendidos en el agua. Se utilizó un tubo de vidrio de 7.5 cm de diámetro y 1.5 m de largo para la separación de limo y arcilla. La fracción de limo medio se separó después de 2 horas y el resto (limos finos, muy finos y arcillas) se dejó decantar durante 24 horas. Las fracciones se secaron a 60 °C y se cuantificaron por determinación gravimétrica. La clasificación textural se evaluó mediante un diagrama ternario construido utilizando el programa Tridraw v4.5 (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

Carbono y materia orgánica total

El contenido de carbono orgánico se determinó por el método de digestión química con dicromato en medio ácido adaptado para mediciones espectrofotométricas en el rango visible, según la reducción del ión dicromato a Cr^{3+} (MIYAZAWA *et al.* 2000; SCHUMACHER 2002; HURTADO 2015). La materia orgánica total se estimó mediante la ecuación de Vammelen y el factor propuesto por HURTADO (2015). En esta investigación se utilizarán los resultados reportados por MARTÍNEZ *et al.* (2025).

Metales totales

En la determinación de metales totales, aproximadamente 1,00 g de sedimento seco se digirió en una mezcla de ácidos nítrico, clorhídrico y perclórico (3:2:1), siguiendo el método aplicado por MARTÍNEZ (2002). Luego, se añadió 1,00 mL de peróxido de hidrógeno y la mezcla se agitó continuamente y se mantuvo a 100 °C durante aproximadamente seis horas. Los extractos se filtraron y diluyeron con agua desionizada hasta un volumen final de 25,0 mL.

Fraccionamiento y especiación de metales

El fraccionamiento de los metales en el sedimento se realizó según el método secuencial con modificaciones para cuatro fracciones operativas (MARTÍNEZ *et al.* 2019):

F1 – Fracción intercambiable: 1,00 g de sedimento se extrajo con 8,00 mL de cloruro de magnesio (1,00 mol/L, pH 7), y se agitó durante 1 h a temperatura ambiente. El sobrenadante se centrifugó, filtró y diluyó a 25,0 mL con agua desionizada. El sedimento residual se conservó para el próximo paso.

F2 – Metales asociados a carbonatos: El residuo del paso F1 se trató con 8,00 mL de acetato de sodio (1,00 mol/L, a pH 5,00), con agitación durante 5 h y luego se centrifugó y filtró. El filtrado se completó a 25,0 mL con agua desionizada.

F3 – Metales asociados a óxidos de Fe/Mn, materia orgánica y sulfuros: Al residuo del paso anterior (F2), se añadieron 3,00 mL de HNO₃ concentrado y 5,00 mL de H₂O₂ al 30% (pH 2), calentando a 85 °C durante 2 h, luego se añadieron otros 3,00 mL de H₂O₂ y se mantuvo a 85 °C por otras 3 h. Después de enfriar, se añadieron 5,00 mL de acetato de amonio (3,2 mol/L en HNO₃ al 20%) y se diluyó a 20 mL, agitando por 30 min. La mezcla se centrifugó, se filtró y se llevó a 25,0 mL con agua desionizada.

F4 – Fracción residual: calculada como la diferencia entre la concentración total de metales y la suma de las fracciones F1, F2 y F3.

Las concentraciones de metales se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con corrector de deuterio en una de las soluciones obtenidas por este procedimiento.

Tratamiento de los datos

Se utilizaron procedimientos estadísticos para describir la variabilidad de los parámetros, calculando valores máximos, mínimos, promedios y desviaciones estándar. Los resultados del fraccionamiento geoquímico fueron presentados en gráficos de barras apiladas mediante el Excel. Además, se generaron mapas de distribución espacial con el software Surfer 11 (Golden Software), a partir de los cuales se crearon isóneas que representan las concentraciones de las variables. Esta visualización ayudó a interpretar los patrones espaciales y su relación con las condiciones ambientales del sistema lagunar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Granulometría

La distribución textural de los sedimentos en la laguna de Unare revela un predominio de limos (71,1% y 98,7%) y un promedio de 91,2%, distribuidos uniformemente a lo largo del sistema (MARTÍNEZ *et al.* 2025). Las arenas variaron entre 0,59% y 26,8%, con los porcentajes más altos ubicados en el sur, mientras que los lodos finos, que representan la fracción arcillosa, estuvieron entre 1,00% y 15,3%, principalmente en la zona central (Fig. 1). FERMÍN (2002) reportó un comportamiento homogéneo de las fracciones limo-arcilla, con mayor presencia de limos hacia el sur y arcillas hacia el este y sur de la laguna, muy similares a estos resultados.

Entre las fracciones de sedimento, el limo representó la fracción dominante (91,2%), seguido por las arenas (6,90%) y los lodos finos (3,60%), estableciendo las características de la sedimentación en este

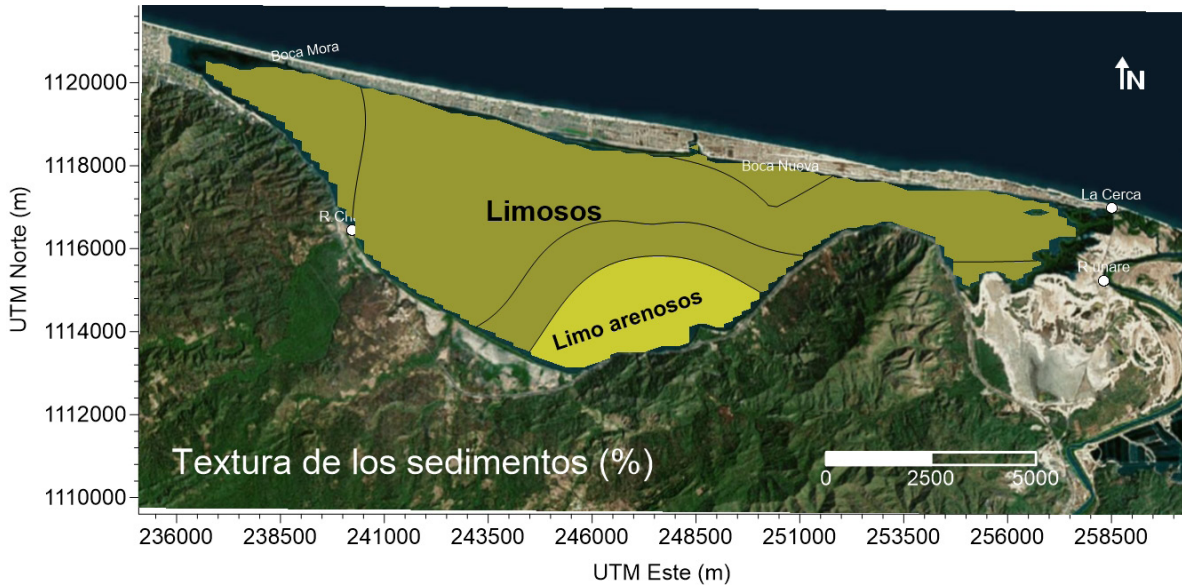


Fig. 1. Textura de los sedimentos recientes de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela (MARTÍNEZ *et al.* 2025)

ecosistema. MANGONES (2015) también identificó materiales rocosos de diferentes tamaños (partículas finas especialmente) asentándose en las regiones profundas, como resultado del aporte continental y las fuertes lluvias. Según los resultados de su estudio geoquímico en esta región, los sedimentos limosos y arcillosos se acumulan particularmente en sectores de baja hidrodinámica (entornos cubiertos de manglares). El mismo enfoque se aplicó para los limos en la laguna de Píritu, por López (2002), quien reportó una alta proporción de limos en la laguna, hasta el 90,0% en las zonas media e interna afectadas por aporte de arenas desde la conexión marina y por la descarga de limos y arcillas del río Unare. Basándose en estos antecedentes, esta distribución granulométrica en la laguna de Unare se atribuye a los procesos físicos del sistema, donde predominan los sedimentos limosos, aunque la estación LU1 en el sector sureste muestra textura limo-arenosa.

Carbono orgánico total (COT).

El contenido de carbono orgánico total (COT) en el estrato más superficial de los sedimentos de la laguna de Unare alcanzó sus máximos en los sectores suroriental (5,78%) y occidental (5,17%), con una leve disminución en la zona central y un mínimo de 0,84% en la zona oriental (Fig. 2) (MARTÍNEZ *et al.* 2025). Este patrón espacial implica que los máximos de COT se relacionan con una alta productividad

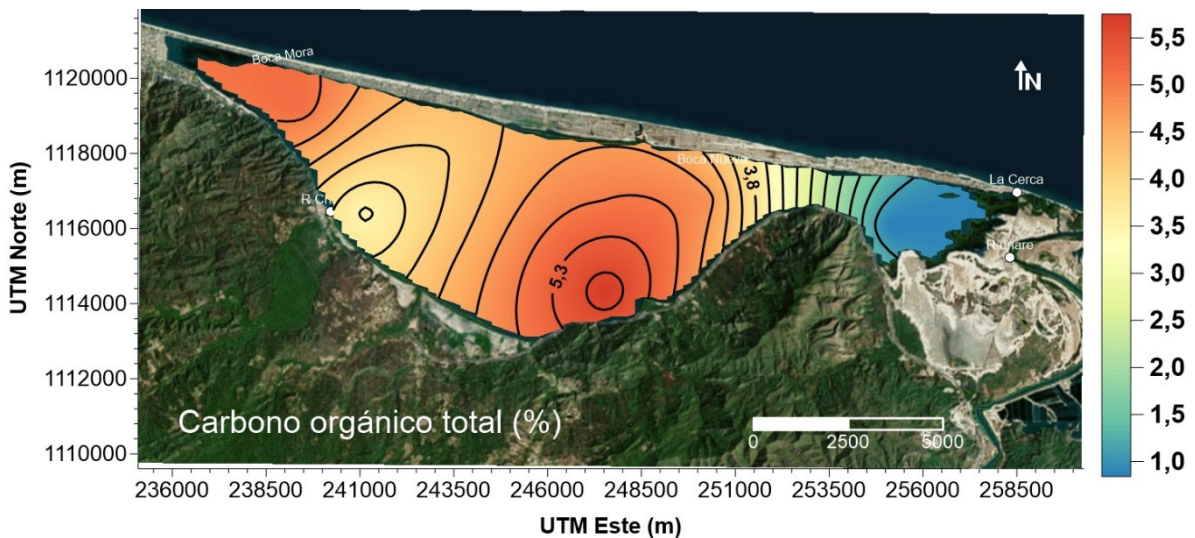


Fig. 2. Variación del Carbono Orgánico Total (%) en sedimentos profundos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

primaria e importantes aportes de materia orgánica, principalmente a través de las descargas del río Unare hacia el oriente y del río Chávez en el sector occidental, así como de escorrentías y quebradas locales. La limitada circulación de este ecosistema, con profundidades de máximo 1,5 m con predominancia de sedimentos limosos, favorece igualmente dicha acumulación (MARÍN 2020). La menor cantidad de COT en la zona oriental se relaciona con el aporte del río Unare (sector La Cerca), cuyas aguas bien oxigenadas, junto con la sedimentación de arenas, reducen la retención y favorecen la descomposición de materia orgánica. En este sentido, las partículas de mayor diámetro favorecen una mayor oxigenación que limita la acumulación de materia orgánica en los sedimentos (MARTÍNEZ-SOTO *et al.* 2014; BRITO *et al.* 2020).

El COT en los sedimentos profundos mostró valores más altos en las capas entre 0-10 cm. La zona oriental presentó menores concentraciones, debido a una mayor proporción de arena descargada por el río Unare. La acumulación de materia orgánica también depende de la textura del sedimento: las fracciones finas, como los limos y las arcillas, presentan menor oxigenación y mayor capacidad de retención. La baja energía hidrodinámica en la zona interna favorece la acumulación y preservación de materia orgánica en arcillas (GARCÍA & MUÑOZ-VERA 2015; LÓPEZ & HERNÁNDEZ *et al.* 2024). Estas fracciones pueden contener hasta 30 veces más carbono orgánico que las arenas, debido a su mayor área superficial, lo que incrementa su capacidad de adsorción (MARTÍNEZ *et al.* 2011).

Metales pesados

Cadmio (Cd)

En la laguna de Unare, los contenidos de cadmio total en los sedimentos superficiales oscilaron entre 3,34 $\mu\text{g/g}$ y 9,32 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 8,93 $\mu\text{g/g}$, con el valor más alto en la estación LU6 (zona central), posiblemente debido a los efluentes de los núcleos urbanos de El Hatillo y Boca Nueva, mientras que el mínimo se registró en el sector de La Cerca. En la estación LU2 (zona sur) se obtuvo 9,06 $\mu\text{g/g}$ posiblemente debido a los aportes fluviales del río Cautaro y las emisiones vehiculares provenientes de la autopista cercana (Fig. 3). Estas concentraciones presentaron una distribución desde el centro hacia el oriente de la laguna relacionada con elevado contenido de partículas finas (limo y arcillas), materia orgánica y resuspensión y deposición debido a las descargas del río Unare.

SENIOR *et al.* (1999) reportaron concentraciones más bajas, entre 0,24 y 0,84 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 0,60 $\mu\text{g/g}$), con máximos en la desembocadura del río Chávez y al este de Punta Sana, respectivamente, donde se asociaron con elevadas concentraciones de aceites y grasas, lo que respalda una fuente común en sedimentos areno-limosos. Por su parte, LÓPEZ *et al.* (2006) reportaron concentraciones totales de Cd

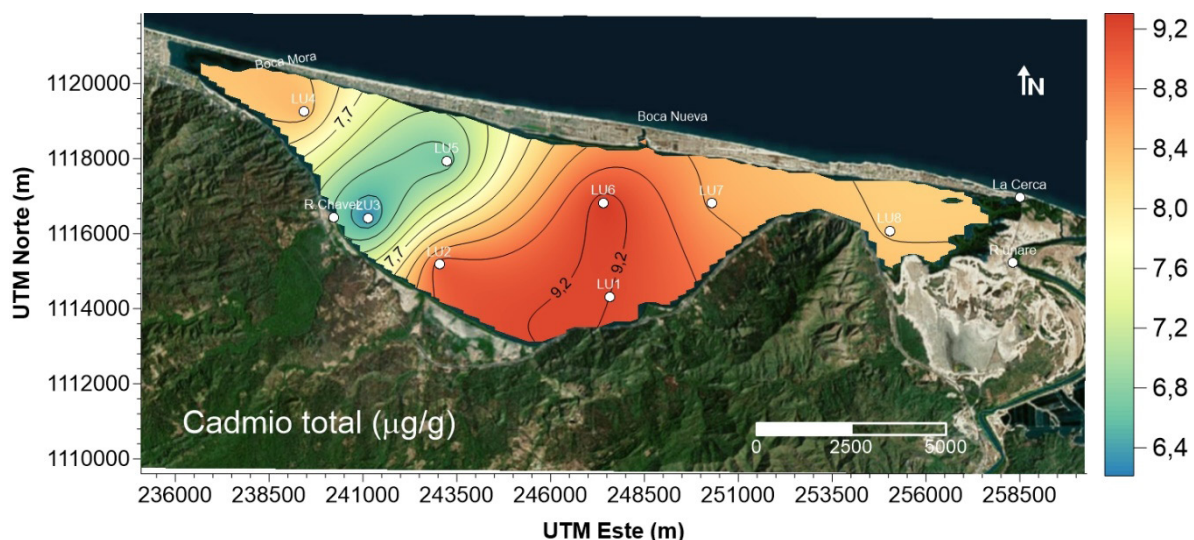


Fig. 3. Distribución espacial del cadmio total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

entre 1,02 y 4,46 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 2,02 $\mu\text{g/g}$) en la laguna de Píritu, que alcanzaron un máximo en el sector oeste debido a los aportes del río Unare y al estancamiento hídrico. FERMÍN (2002) también reportó concentraciones de 0,46 a 2,68 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 1,51 $\mu\text{g/g}$) en la misma región.

En los sedimentos profundos de la laguna, la distribución mostró una distribución relativamente homogénea (Fig. 4), con valores elevados en la zona nororiental (11,6 $\mu\text{g/g}$ a 15 cm), noroccidental (11,5 $\mu\text{g/g}$ a 15 cm), centro sur (11,6 $\mu\text{g/g}$ a 30 cm) y oriental (9,26 $\mu\text{g/g}$ a 10 cm) donde se encuentra la estación LU7, asociadas con la hidrodinámica, proximidad litoral y descargas fluviales en la laguna.

El fraccionamiento geoquímico del cadmio (Cd) en sedimentos de la laguna de Unare mostró una mayor proporción en la fracción residual (F4), con valores entre 1,12 y 4,77 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 3,82 $\mu\text{g/g}$), seguida por la fracción F3 (0,47–3,97 $\mu\text{g/g}$, promedio: 2,82 $\mu\text{g/g}$), asociada a óxidos de Fe/Mn y materia orgánica. Las fracciones biodisponibles (F1 y F2) presentaron concentraciones más bajas (promedios: 1,05 y 1,25 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Las concentraciones más altas se detectaron en la estación LU2 (15 cm) y las más bajas en La Cerca. Este patrón puede indicar una fuerte asociación del Cd con fracciones menos móviles, aunque las fracciones biodisponibles aún reflejan influencia antrópica.

En sedimentos profundos, el Cd mostró una distribución relativamente homogénea con algunas variaciones regionales: aumentos con la profundidad en la zona oriental (LU8), concentraciones intermedias en capas medias en la región nororiental (LU7), y aumentos graduales en la zona noroccidental (LU5). En el sector centro-sur (LU2), las concentraciones fueron altas en la superficie, disminuyendo y luego aumentando con la profundidad. Estas tendencias, junto con concentraciones totales de 0,02–4,77 $\mu\text{g/g}$, sugieren aportes antrópicos significativos, vinculados a los ríos Unare y Chávez, descargas domésticas, tránsito de embarcaciones, empresas camaroneras como Aquamarina de la Costa y desechos de comunidades cercanas. Aunque predominan las formas no biodisponibles, el riesgo ecológico del Cd justifica monitoreos continuos en este ecosistema MARTÍNEZ 2002; RODRÍGUEZ *et al.* 2006; ESPINOSA *et al.* 2011).

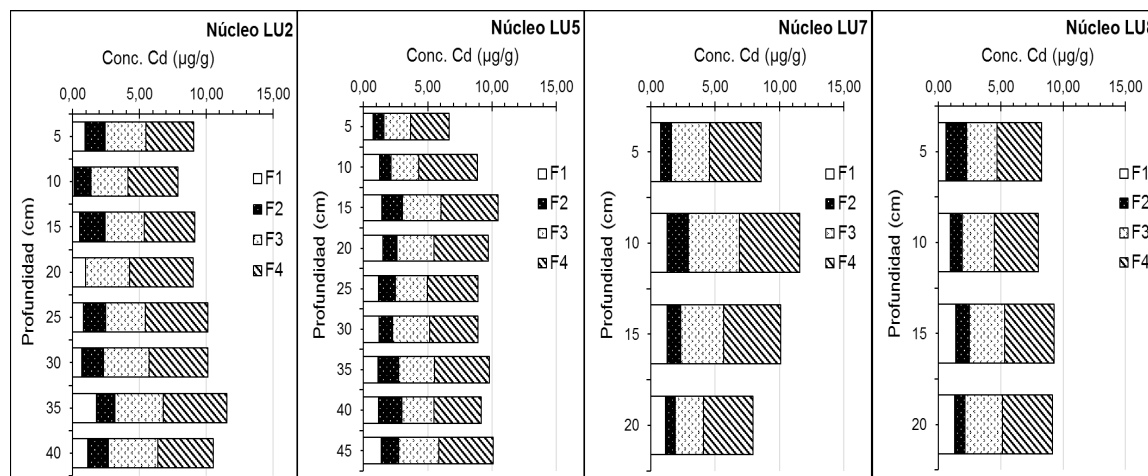


Fig. 4. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cadmio ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Cobalto (Co):

En los sedimentos superficiales de la laguna de Unare, las concentraciones de Co variaron entre 28,7 y 44,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 34,3 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 5). Los valores más altos se registraron cerca de la desembocadura del río Chávez (LU3), y los más bajos se encontraron en el centro y este de la laguna (LU6 y La Cerca). Todas las concentraciones superan el límite de 20,0 $\mu\text{g/g}$ para sedimentos no contaminados (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

Las concentraciones de cobalto (Co) en los sedimentos profundos de la laguna mostraron un comportamiento homogéneo (Fig. 6) con algunas fluctuaciones entre capas y zonas. Los valores en la zona

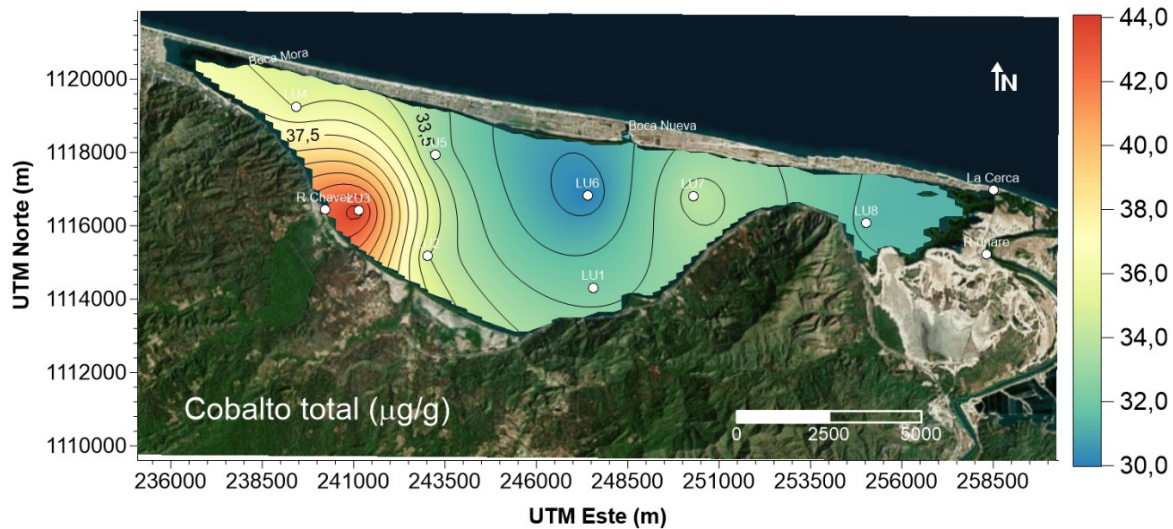


Fig. 5. Distribución espacial del cobalto total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

oriental (núcleo LU8) fueron bajos en la superficie, aumentando hasta los 15 cm de profundidad, sugiriendo procesos de asociados con el tamaño de grano del sedimento y acumulación de materia orgánica. En la zona nororiental, se observaron concentraciones similares, aumentando ligeramente (desde los 5 cm) debido a la influencia del río Unare y su proximidad a la costa. Las concentraciones de Co fueron más bajas en la región noroccidental (núcleo LU5), lo que puede atribuirse a parámetros fisicoquímicos locales y menor influencia fluvial. En contraste, hubo un enriquecimiento superficial en la región centro-sur (núcleo LU2) y la disminución alcanzó los 30 cm de profundidad. Las concentraciones superficiales aumentaron entre 28,7 y 44,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 34,3 $\mu\text{g/g}$.

Estos resultados son consistentes con investigaciones previas en otros ecosistemas. DELGADO & NIETO (2007) informaron la correlación de Co con fracciones de arcilla, lo que implica un origen natural. ANITHA & KUMAR (2014) y GREDILLA *et al.* (2015) se centraron en la afinidad del Co por los óxidos de hierro y manganeso, y su movilidad está determinada por la adsorción y coprecipitación. Este metal tiende a acumularse en cuerpos de agua semicerrados como la laguna de Unare, donde la renovación del agua es limitada, y esto puede deberse tanto a procesos naturales como a actividades antropogénicas locales.

La evaluación del fraccionamiento geoquímico del cobalto (Co) en los sedimentos de la laguna de Unare reveló una mayor concentración para la fracción residual (F4), de 14,4 y 20,4 $\mu\text{g/g}$ (promedio 18,4 $\mu\text{g/g}$), seguida de la fracción oxidizable (F3), con 8,70 a 17,0 $\mu\text{g/g}$ (promedio 13,2 $\mu\text{g/g}$). Las fracciones intercambiable (F1) y reducible (F2) presentaron valores entre 0,68–2,22 $\mu\text{g/g}$ y 0,12–12,2 $\mu\text{g/g}$ respectivamente. La concentración más alta se registró en la estación LU8 (15 cm), mientras que los valores más bajos se observaron en la estación LU2 y el sector La Cerca.

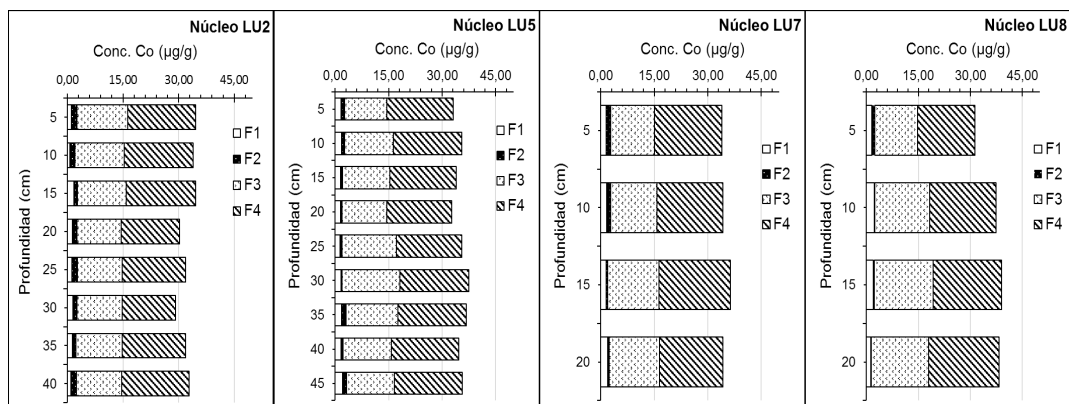


Fig. 6. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cobalto ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna y de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Estos hallazgos están respaldados por estudios previos. TEIXEIRA *et al.* (2001) informaron un predominio de cobalto en la fracción residual, mientras que ZAKIR & SHIKAZONO (2011) destacaron su utilidad como valor de referencia geológica en el análisis de contaminación. En cuanto a la laguna de Unare, el cobalto generalmente se encuentra mayormente asociado a las fracciones no biodisponibles, aunque también puede estar ligado a óxidos de hierro y manganeso. Diversos factores como el potencial redox, las características texturales del sedimento y la influencia de fuentes externas, por ejemplo, descargas líquidas y emisiones atmosféricas, determinan su distribución. Además, cerca del sector de José, se localiza el Complejo Industrial José Antonio Anzoátegui, que está asociado con emisiones de vapor, humo y material particulado, que pueden afectar las regiones de Píritu y Unare.

Cobre (Cu)

El contenido total de Cu en sedimentos superficiales de la laguna de Unare varió entre 11,0 y 64,4 $\mu\text{g/g}$, con una media de 55,8 $\mu\text{g/g}$. La estación LU8 en el sector oriental presentó los valores más altos, atribuidos a los aportes fluviales del río Unare, mientras que el más bajo se encontró en La Cerca (11,0 $\mu\text{g/g}$), un valor probablemente debido al tamaño de grano de los sedimentos en esa zona (Fig. 7). FERMÍN (2002) determinó un promedio de 41,1 $\mu\text{g/g}$, con valores máximos en la zona central y occidental de la laguna, mientras que VALERO (2016) indicó un promedio de 82,0 $\mu\text{g/g}$ con los valores más altos en la desembocadura del río Unare y el suroeste de la laguna. RODRÍGUEZ (2007) señaló que la concentración total de un metal no necesariamente indica un origen antropogénico y podría depender de la mineralogía local y el contenido de materia orgánica.

La distribución en la columna sedimentaria fue bastante irregular: el máximo de 67,1 $\mu\text{g/g}$ se alcanzó a una profundidad de 10 cm en la estación LU8 (este); 73.9 $\mu\text{g/g}$ se alcanzó a 10 cm en LU7 (noreste), vinculado a las contribuciones fluviales del Unare; se registró un máximo de 63.2 $\mu\text{g/g}$ a 35 cm para LU5 (noroeste), posiblemente debido a variaciones texturales y materia orgánica acumulada, y se alcanzó un máximo de 63.1 $\mu\text{g/g}$ para LU2 (centro-sur) a 25 cm (Fig. 8).

El análisis de fraccionamiento geoquímico del cobre (Cu) en los sedimentos profundos de la laguna de Unare reveló una mayor concentración en la fracción residual (F4), con un promedio de 31,48 $\mu\text{g/g}$ y un máximo de 42,86 $\mu\text{g/g}$ en la estación LU8, seguido por la fracción F3 (promedio de 22,85 $\mu\text{g/g}$, máximo de 29,6 $\mu\text{g/g}$ en LU7), asociada a óxidos/hidróxidos de Fe y Mn y materia orgánica. Las fracciones biodisponibles (F1 y F2) mostraron valores bajos (0,72 $\mu\text{g/g}$ cada una), indicando un predominio de formas no móviles de Cu. Este comportamiento, sin embargo, refleja un origen litogénico natural, aunque se reconocen contribuciones antrópicas asociadas al transporte de materia orgánica por el río Unare (BONILLA

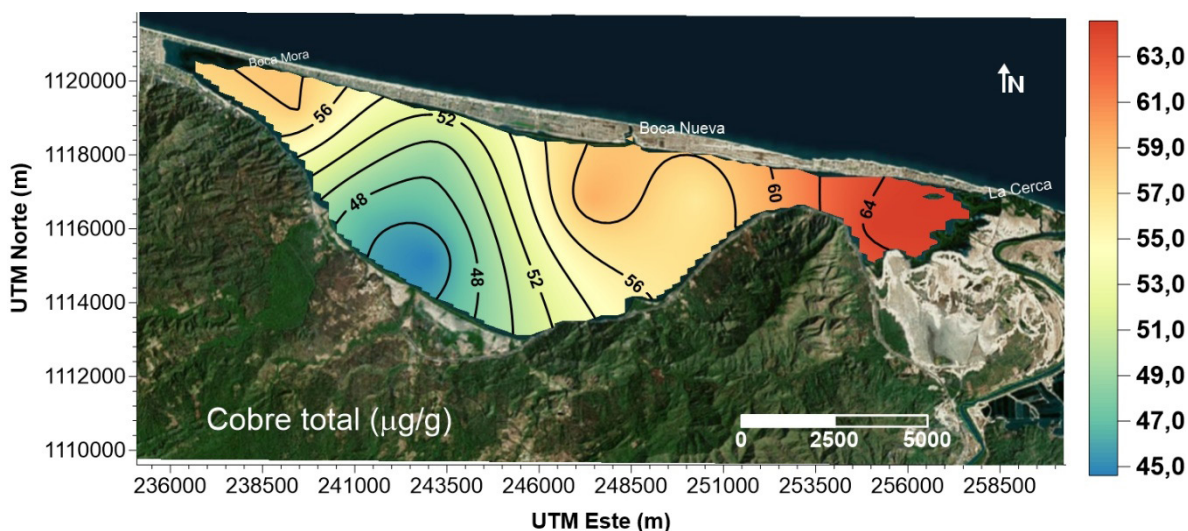


Fig. 7. Distribución espacial del cobre total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

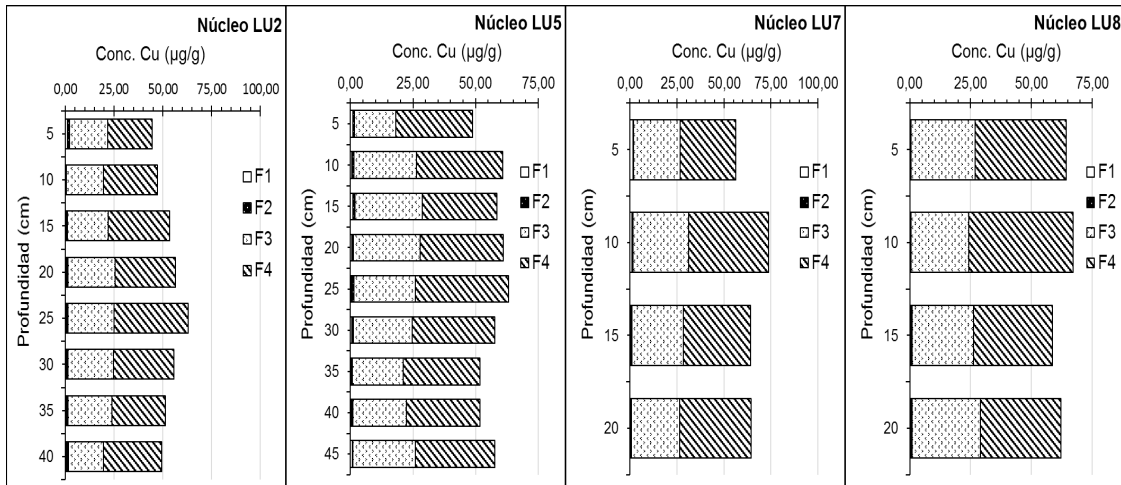


Fig. 8. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cobre ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

et al. 2003a). La afinidad del Cu por la materia orgánica y compuestos férricos ha sido ampliamente documentada (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

La cantidad insignificantes de Cu en las fracciones biodisponibles ($<10 \mu\text{g/g}$) indica un bajo nivel de riesgo para la biota acuática (MÁRQUEZ *et al.* 2008). Estudios comparativos indican variabilidad dependiendo del ecosistema: alrededor $60 \mu\text{g/g}$ en Los Roques (BONILLA *et al.* 2003b), $5\text{--}62 \mu\text{g/g}$ en Cayo Moa (CERVANTES *et al.* 2011) y hasta $56,07 \mu\text{g/g}$ en Chacahua-Pastoría (MENDOZA-AMÉZQUITA *et al.* 2015), sin riesgos ecológicos evidentes. VALERO (2016) atribuyó los valores elevados en Unare ($70\text{--}128 \mu\text{g/g}$) a la interacción del Cu con óxihidróxidos de Fe/Mn y materia orgánica, que actúan como potentes adsorbentes de este metal (SUNDARAY *et al.* 2011).

Cromo (Cr)

En los sedimentos recientes de la laguna de Unare, las concentraciones totales de cromo variaron entre $215 \mu\text{g/g}$ y $315 \mu\text{g/g}$ (media de $279 \mu\text{g/g}$) y la capa superficial de $229 \mu\text{g/g}$ a $292 \mu\text{g/g}$ (media de $273 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones más altas se encontraron en la zona centro-norte, desde la estación LU6 hasta el sector oriental (Fig. 9), una tendencia atribuible al grano fino de los sedimentos, el alto contenido de materia orgánica y la proximidad a Boca Nueva y otras poblaciones, junto con la influencia del río Unare. La costa sur tuvo la menor concentración, ubicada cerca de la desembocadura del río Chávez.

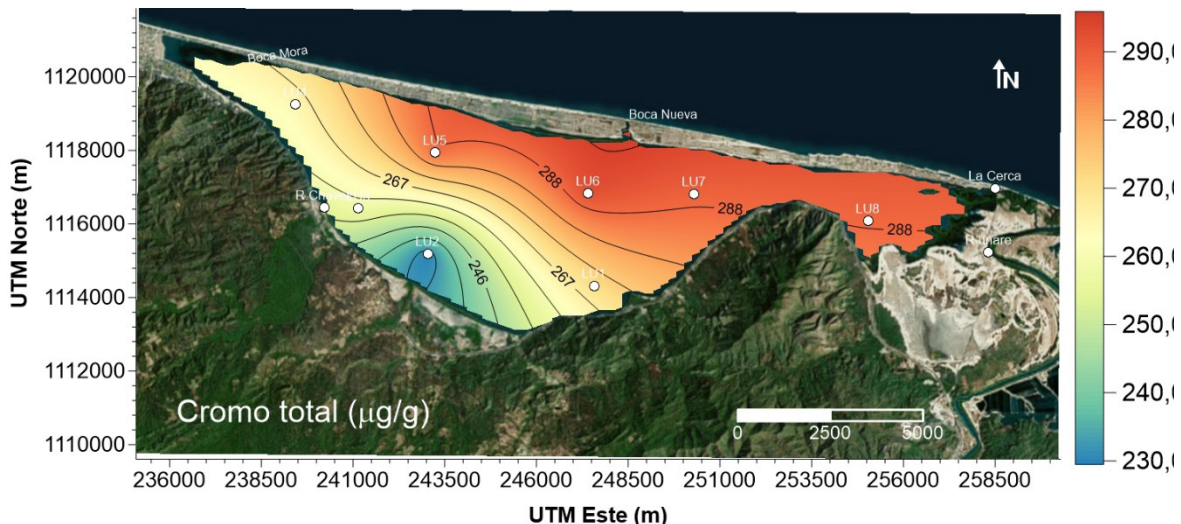


Fig. 9. Distribución espacial del cromo total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Con respecto a la presencia de cromo en los sedimentos profundos de la laguna de Unare, se observó que, en la zona oriental, las concentraciones eran bajas en la capa superficial, con un aumento progresivo a partir de los 15 cm de profundidad, lo que sugiere una influencia limitada en la biota. En contraste, en las regiones noreste y noroeste, se registraron fluctuaciones en los niveles de este metal, lo que indicaría aportes de origen antropogénico. En la zona centro-sur, las concentraciones se mantuvieron bajas a lo largo de toda la columna de sedimentos, probablemente debido a la menor influencia del río Unare y la distancia del borde costero (Fig. 10).

FUENTES (1998) reportó un promedio de 20,4 $\mu\text{g/g}$ de Cr en sedimentos de la laguna de Chacopata, lo cual es significativamente menor que los del presente estudio. FERMÍN (2002) registró, similar a este estudio, bajas concentraciones de Cr (19,45 $\mu\text{g/g}$) en el sector oriental de la laguna de Unare con aumentos hacia el centro y oeste (hasta 85,85 $\mu\text{g/g}$), de acuerdo con los resultados actuales. MARTÍNEZ (2002) en el Golfo de Cariaco también relacionó la concentración de 32,1 $\mu\text{g/g}$ de Cr con sedimentos finos, materia orgánica y aportes antrópicos. Valores más bajos, reportados por MARRUGO-NEGRETE *et al.* (2021) en sedimentos impactados por la minería en cuencas de ríos impactado por minería y LU *et al.* (2004) en la cuenca de los ríos Murray y Darling en Australia.

El fraccionamiento geoquímico reveló predominancia del Cr en la fracción residual (F4: 119–168 $\mu\text{g/g}$), seguida de la fracción oxidable (F3), sugiriendo un origen litogénico y bajo riesgo de movilidad. Sin embargo, las fracciones biodisponibles F1 y F2 mostraron valores bajos, pero podrían potencialmente liberarse bajo ciertas condiciones ambientales. Aunque el Cr está generalmente retenido en fracciones estables (AGUILERA 2005), su forma hexavalente (Cr^{6+}) representa un riesgo toxicológico importante (RODRÍGUEZ 2004). Su presencia está relacionada con aportes industriales, descargas residuales, sedimentos finos ricos en materia orgánica, por lo que se debe asegurar un monitoreo constante para prevenir futuros impactos ecológicos.

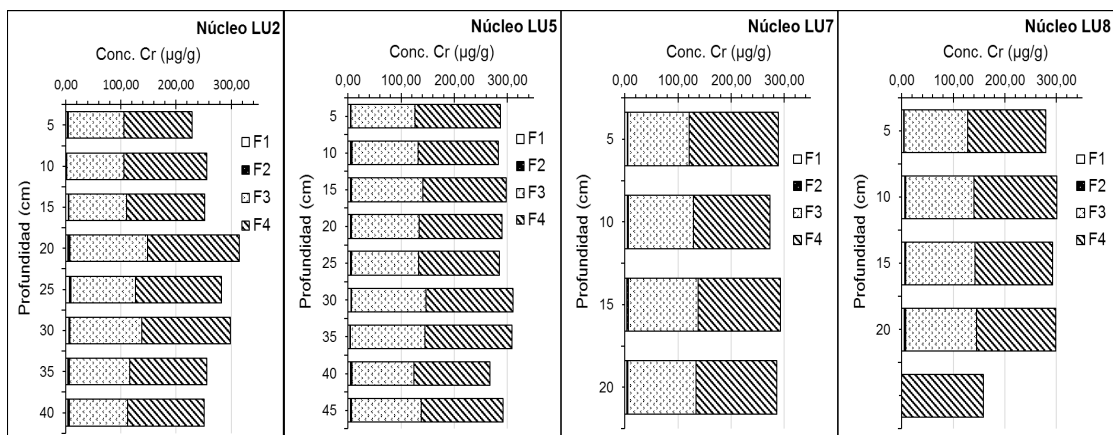


Fig. 10. Fraccionamiento geoquímico su distribución con la profundidad del cromo ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Manganeso (Mn):

En la superficie de los sedimentos recientes de la laguna de Unare, la distribución espacial del manganeso total mostró valores que varían entre 217 $\mu\text{g/g}$ y 561 $\mu\text{g/g}$, con un promedio general de 383 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones más elevadas se registraron en la estación LU8, ubicada en el extremo oriental de la laguna, posiblemente influenciadas por aportes del río Unare, mientras que la concentración más baja se detectó en el sector de La Cerca con 217 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 9).

El contenido total de manganeso en los sedimentos profundos de la laguna de Unare mostró distintos comportamientos según la zona. A medida que aumentaba la profundidad, las concentraciones en el núcleo oriental (LU8) aumentaban, presumiblemente debido a la contribución de sedimentos con potencial erosión

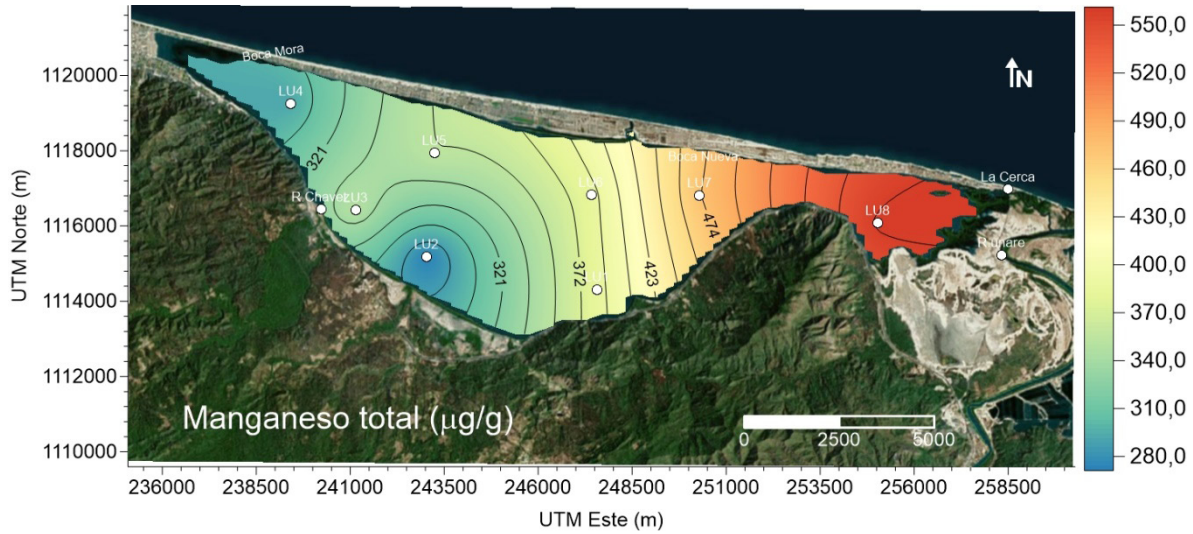


Fig. 9. Distribución espacial de manganeso total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

por la deforestación en la cuenca del río Unare. Los valores máximos se registraron en la superficie en la zona noreste (LU7), lo que se ha atribuido a los aportes fluviales, pero también a actividades antropogénicas (de asentamientos cercanos). El contenido de Mn aumentó en la parte noroeste (LU5) en el fondo, lo que sugiere una disminución en la contribución superficial. Finalmente, en la zona centro-sur (LU2), se observaron concentraciones superficiales más bajas con aumento con la profundidad, posiblemente por el efecto de dilución asociado al arrastre de arenas desde los ríos Chávez y Cautaro, debido a la erosión en sus cuencas (Fig. 10).

LÓPEZ (2002) registró concentraciones totales de manganeso en la laguna de Píritu que variaron entre 47,1 y 1.680 $\mu\text{g/g}$, con una media de 454 $\mu\text{g/g}$. Este aumento continuo se observó desde la boca hacia el interior de la laguna, con valores más altos en la zona occidental y mínimos en la entrada. FERMÍN (2002) reportó concentraciones entre 277 y 971 $\mu\text{g/g}$, con valores más altos en la región suroeste y más bajos hacia Punta Sana. En la laguna de Unare, VALERO (2016) indicó que el Mn estaba distribuido uniformemente en la zona centro-occidental, con altas concentraciones en el centro y cercanas a la desembocadura del río Unare. Según MARTÍNEZ (2016), el Mn puede estar relacionado con la adsorción y coprecipitación con carbonato de calcio (CaCO_3), influenciado por aportes detríticos. En cuanto al fraccionamiento geoquímico,

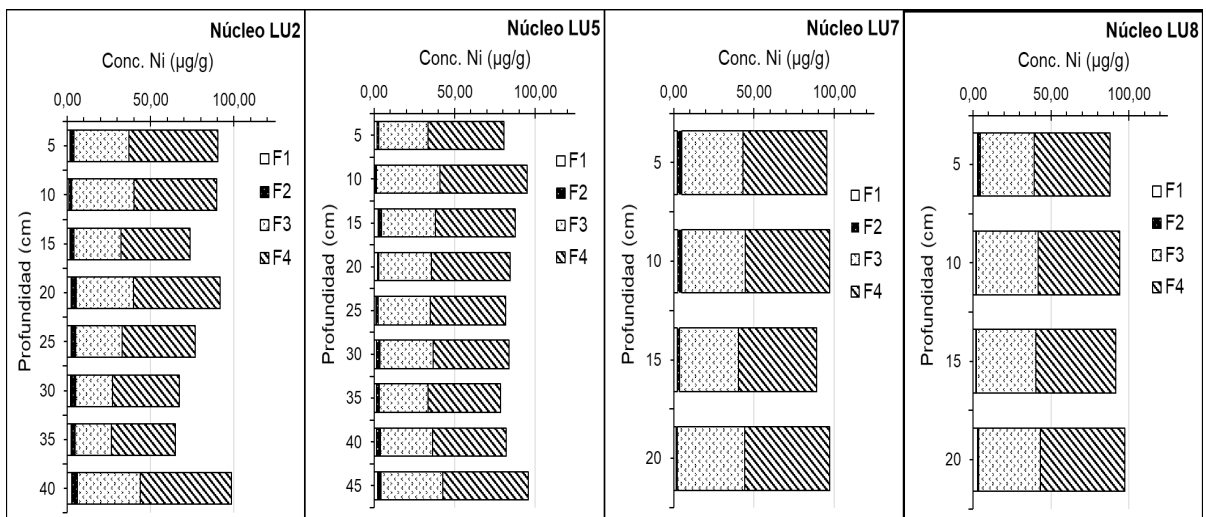


Fig. 10. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del manganeso ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

la proporción de manganeso en la fracción residual (F4) varía de 128 a 306 $\mu\text{g/g}$, con una media de 242 $\mu\text{g/g}$, fue mucho mayor, mientras que la fracción F3 (óxidos de Fe/Mn y materia orgánica) varió entre 79 y 275 $\mu\text{g/g}$ (media: 196 $\mu\text{g/g}$). Las fracciones más móviles, F1 (intercambiable) y F2 (carbonatos), exhibieron promedios de 15,1 y 3,12 $\mu\text{g/g}$, con valores máximos puntuales de 64,2 $\mu\text{g/g}$ y 10,4 $\mu\text{g/g}$, respectivamente.

Los resultados son consistentes con estudios previos. LÓPEZ (2002) detectó en la boca de la laguna de Píritu que más del 60% del Mn estaba en la fracción residual, y las fracciones no biodisponibles representaban al menos el 80% del total. FERMÍN (2002) demostró la predominancia del Mn en la fracción residual, pero atribuyó su contribución adicional a óxidos de Fe/Mn, materia orgánica y sulfuros, indicando una fuente mixta, natural y antropogénica. En contraste, VALERO (2016) reportó un 40 y 60% del Mn en fracciones biodisponibles (F1 y F2), que difieren significativamente de los patrones observados en Píritu (y en este estudio) y sugiere una fuente antropogénica más contemporánea. RODRÍGUEZ (2007) señaló una correlación significativa del contenido de Mn con carbonatos y óxidos coloidales en la costa frente a la ciudad de Cumaná, mientras que SUNDARAY *et al.* (2011), registraron hasta 40% de Mn en fracciones móviles en el estuario del río Mahanadi (India) derivado de aguas residuales no tratadas. En conjunto, la evidencia sugiere que, si bien el Mn en los sedimentos de la laguna de Unare se encuentra mayoritariamente en formas no biodisponibles, la presencia en abundancia del metal en las fracciones móviles implica fuentes exógenas, como las descargas fluviales y actividades humanas, lo cual plantea la necesidad de una mayor vigilancia ya que es muy común que el Mn depositado en los sedimentos superficiales se movilice nuevamente a la columna de agua a medida que cambian las condiciones ambientales.

Níquel (Ni)

En la laguna de Unare, las concentraciones totales de Ni en los sedimentos variaron entre 79,4 $\mu\text{g/g}$ y 95,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 86,8 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 11). La estación LU7, ubicada hacia el extremo oriental, registró la concentración más alta (95,1 $\mu\text{g/g}$), lo cual se atribuye a las aportaciones del río Unare y posibles fuentes antrópicas como efluentes y emisiones a la atmósfera. La concentración más baja se detectó en la estación LU4 (zona occidental) con 79,4 $\mu\text{g/g}$. En todos los casos, los valores muestran un patrón de distribución similar al observado para el manganeso (Mn).

La variación de las concentraciones de níquel con la profundidad mostró un aumento hacia el sector oriental (LU8 a 15 cm) y noreste (LU7 a 5 cm), sugiriendo contribuciones del río Unare, la proximidad a la costa y las descargas de aguas residuales. En la zona noroeste, por el contrario, se observan valores más en los primeros 15 cm de la columna sedimentaria, lo que indica condiciones hidrodinámicas aplicables a este

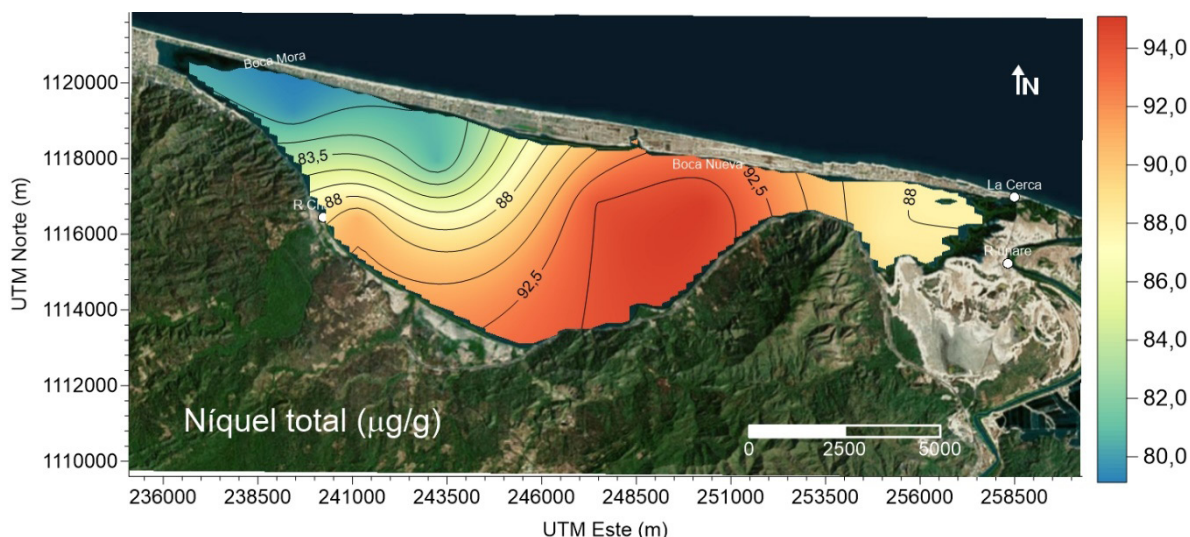


Fig. 11. Distribución espacial de níquel total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

sistema lagunar. En la porción centro-sur (LU2), sin embargo, se pueden observar aumentos que resultan de la acumulación de materia orgánica y partículas finas (limo y arcilla) (Fig. 12). En contraste, investigaciones previas encontraron concentraciones promedio que varían entre 33,9 y 43,8 $\mu\text{g/g}$ y un máximo en el centro de la laguna (RODRÍGUEZ 2004). Las concentraciones de Ni en la laguna de Píritu oscilaron entre 9,9 y 71,0 $\mu\text{g/g}$, con una distribución creciente hacia las áreas internas (LÓPEZ 2002; FERMÍN 2002).

En comparación con el fraccionamiento geoquímico del Ni en los sedimentos de fondo, la fracción residual (F4) presentó las mayores proporciones, entre 38,5 a 54,5 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 49,1 $\mu\text{g/g}$ en la estación LU2 a una profundidad de 40 cm. La fracción oxidable (F3) presentó concentraciones que van de 21,7 a 42,1 $\mu\text{g/g}$ (media de 33,8 $\mu\text{g/g}$); mientras que se registraron valores más bajos de fracciones reducibles (F2) e intercambiables (F1) con promedios de 1,89 y 2,03 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Estudios como los de MARTÍNEZ (2002), RODRÍGUEZ (2004) y LÓPEZ *et al.* (2006), demuestran que el níquel se origina a partir de minerales refractarios, limos y arcillas, indicando un origen litogénico.

Sin embargo, investigaciones internacionales también sugieren que el níquel suele estar enlazado a estructuras cristalinas estables, en particular aluminosilicatos, y su movilización está influenciada por factores que incluyen la presencia de materia orgánica y condiciones reductoras (KORETSKY *et al.* 2006; FARIAS *et al.* 2007; RANJAN *et al.* 2013; VIDYA & PATIL 2016). Para la laguna de Unare, además de los aportes naturales, se espera que las actividades antrópicas influyan en las concentraciones determinadas, especialmente el uso de fertilizantes en zonas agrícolas cercanas y en la cuenca del río Unare y las emisiones de aerosoles y efluentes líquidos del complejo industrial José Antonio Anzoátegui. Este último es probablemente una fuente importante de material particulado y emisiones que impactan los sedimentos del ecosistema, principalmente en zonas con sedimentos de granos finos donde el Ni tiene una afinidad más fuerte.

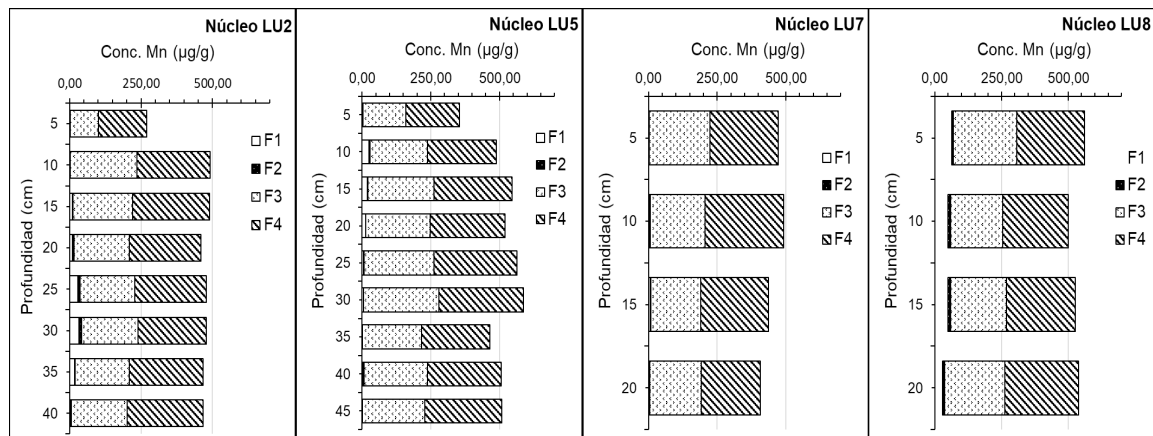


Fig. 12. Fraccionamiento geoquímico y distribución con la profundidad del níquel ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Plomo (Pb):

En el sistema de la laguna de Unare, las concentraciones totales de plomo en los sedimentos variaron entre 61,6 y 92,6 $\mu\text{g/g}$, con una media de 80,7 $\mu\text{g/g}$. La estación LU6, ubicada en la región central de la laguna, mostró la concentración más alta (92,6 $\mu\text{g/g}$), posiblemente como resultado de su proximidad a Boca Nueva y las intensas actividades pesqueras de las comunidades locales. Asimismo, la estación LU3 presentó concentraciones elevadas (90,3 $\mu\text{g/g}$), atribuidas a los aportes del río Chávez y a la profundidad del área, que favorece la retención del metal en el sedimento durante mucho tiempo, disminuyendo su movilidad. Incluso el tráfico vehicular por la autopista Clarines–Boca de Uchire, que bordea la margen sur de la laguna, podría contribuir al ingreso de partículas contaminantes.

Por otro lado, la estación La Cerca mostró la concentración más baja de Pb (61,7 $\mu\text{g/g}$), relacionada con un mayor contenido de arenas en los sedimentos de esta zona, ya que presentan

un área superficial menor que disminuye la adsorción del metal y una mayor oxigenación para la descomposición aeróbica de la materia orgánica. La Fig. 13 resume la distribución espacial del Pb en los sedimentos recientes del ecosistema.

El contenido de Pb en los sedimentos de la laguna de Unare investigaciones ha documentado en diferentes estudios. SENIOR *et al.* (1999) reportaron una concentración promedio más baja de 11,8 $\mu\text{g/g}$, que es menor que el promedio encontrado tanto en el estudio anterior como en los resultados obtenidos en este estudio. De manera similar, RODRÍGUEZ *et al.* (2006) reportaron una distribución irregular del Pb con valores que pueden evidenciar una posible contaminación antropogénica. FERMÍN (2002) documentó, de manera similar, concentraciones totales de Pb en la misma laguna entre 10,8 $\mu\text{g/g}$ y 43,8 $\mu\text{g/g}$, consistentes con los valores determinados en este estudio. En otras regiones de la costa venezolana, BONILLA *et al.* (2003a) informaron una concentración media de 19,01 $\mu\text{g/g}$ en los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, que fue atribuida a fuentes antropogénicas. LÓPEZ *et al.* (2006) reportaron una distribución espacial heterogénea de las fracciones de Pb en la laguna de Píritu, que sugiere acumulación localizada en los sectores internos y medios del cuerpo de agua, principalmente debido a actividades humanas.

Los resultados sugieren una distribución heterogénea de Pb en los núcleos de sedimento de la laguna de Unare. En la zona oriental (núcleo LU8), las concentraciones fueron más bajas en la superficie y a los 15 cm de profundidad. Sin embargo, en las zonas centro-sur (núcleo LU2) y noroeste (núcleo LU5), hubo diferencias significativas, lo que indica un comportamiento relativamente homogéneo relacionado con la textura uniforme del sedimento en esas áreas. En la zona noreste (núcleo LU7), se determinaron en el estrato superficial concentraciones más altas que disminuyen ligeramente con la profundidad.

Las concentraciones elevadas de Pb detectadas en varias estaciones pueden estar asociadas a múltiples fuentes antropogénicas. Estas incluyen: tráfico marítimo y actividades de pesca local, el uso de gasolina en embarcaciones y vehículos, la influencia directa de la autopista Clarines–Boca de Uchire a lo largo de la margen sur de la laguna, así como la descarga de aguas de escorrentía y efluentes urbanos. La figura 14 muestra la distribución vertical del Pb en los núcleos de sedimento que evidencia estas tendencias.

El fraccionamiento geoquímico del Pb en los sedimentos de la laguna de Unare mostró una clara dominancia de la fracción residual (F4), con concentraciones entre 29,30 a 51,13 $\mu\text{g/g}$ y un promedio de 43,76 $\mu\text{g/g}$. La concentración más alta se ubicó en la estación LU8 (15–20 cm) con 51,13 $\mu\text{g/g}$, y la más baja en La Cerca con 29,30 $\mu\text{g/g}$. En la fracción oxidable (F3), las concentraciones fueron de 14,4 y 27,5 $\mu\text{g/g}$, con una media de 23,2 $\mu\text{g/g}$; con el valor más alto en LU2 (35–40 cm) y el mínimo en La Cerca. Para la fracción asociada a carbonatos (F2), los valores estuvieron entre 1,10 $\mu\text{g/g}$ (LU2, 5–10 cm) y 9,56

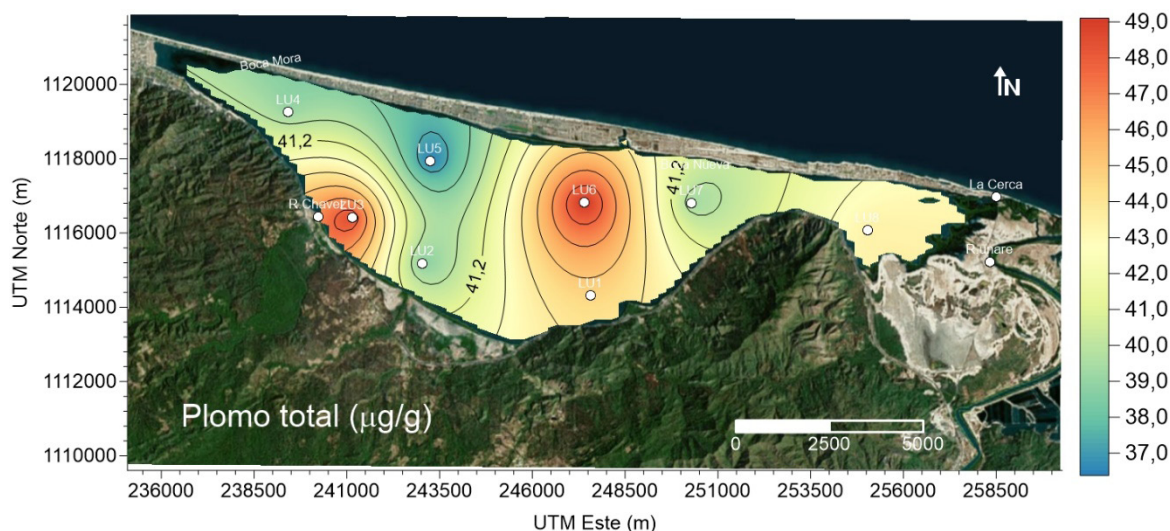


Fig. 13. Distribución espacial de plomo total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

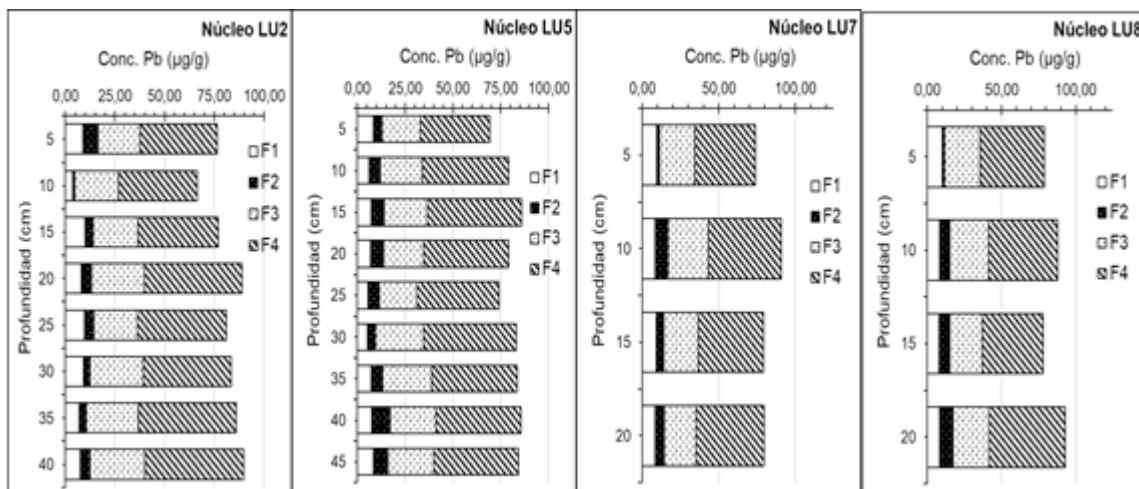


Fig. 14. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del níquel ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

$\mu\text{g/g}$ (LU5, 35–40 cm), con una media de $5,42 \mu\text{g/g}$. Por último, la fracción intercambiable (F1), con concentraciones que variaron entre $3,59$ a $12,54 \mu\text{g/g}$, con un promedio de $8,28 \mu\text{g/g}$, donde la estación LU6 (0–5 cm) presentó el valor máximo.

Este patrón establece la predominancia del plomo en fracciones no biodisponibles, indicando un origen litogénico; sin embargo, la presencia de Pb en fracciones biodisponibles como F1 y F2 sugiere contribuciones antrópicas recientes. Se observa en las zonas este y noreste (LU7 y LU8) que, a medida que las capas se hacen más profundas, las fracciones F3 y F4 tienen un valor creciente de Pb, además de la F1 que también disminuyó en profundidad. En contraste, las fracciones F1, F3 y F4 en el territorio noroeste mostraron una distribución relativamente estable de Pb con un incremento marginal en F2 hasta una profundidad de 10 cm. En la zona centro-sur (LU2), F2 disminuyó desde la superficie, y el resto de las fracciones mostraron una distribución homogénea.

La distribución del plomo se encuentra afectada por factores tan diversos como el tránsito marítimo, el uso de motores de combustión, las emisiones atmosféricas, el aporte fluvial y la granulometría del sedimento. Los mecanismos de resuspensión, adsorción, precipitación y coprecipitación también pueden explicar la persistencia del Pb en las fracciones menos móviles. Los valores de F1 apenas duplican los límites de referencia de SADIQ (1992), pero su presencia en esta fracción representa un riesgo potencial para la biota.

Investigaciones previas apoya estos hallazgos: LÓPEZ (2002) también encontró predominancia de Pb en la fracción residual y el aumento de la fracción intercambiable en las zonas media e interna. FERMÍN (2002) también reportó una asociación entre el Pb en la fracción residual y, en menor medida, con los carbonatos, mostrando una clara contribución antrópica relacionada con el tránsito vehicular, embarcaciones, materiales de construcción y otros materiales que contienen plomo. RODRÍGUEZ (2004) determinó que entre 55% y 100% del Pb estaba vinculado a la fracción residual en la laguna Unare con un comportamiento irregular. En otros estudios internacionales, KLAVIŅŠ & VIRCAVS (2001) reportaron en sedimentos de pantanos de Letonia que el 44% del Pb se encontraba en la fracción residual y el 15% en carbonatos. Por su parte, SENIOR *et al.* (2015) reportaron concentraciones de Pb biodisponible entre $2,90$ y $16,5 \mu\text{g/g}$ en el estero Santa Rosa (Ecuador), lo que indicó que hasta el 30% del Pb total puede ser absorbido por la biota.

CONCLUSIONES

El análisis exhaustivo de los sedimentos de la laguna de Unare reveló una presencia notable de metales traza como Ni, Cu, Cd, Cr, Mn y Pb, con concentraciones que en muchos casos superan los niveles

de referencia para sedimentos no contaminados. Esto evidencia una influencia antrópica significativa en el ecosistema, atribuida principalmente a actividades humanas en las áreas circundantes.

El fraccionamiento geoquímico mostró que la mayoría de los metales se encuentran predominantemente en la fracción residual (F4), lo que sugiere un origen mayormente litogénico y baja biodisponibilidad. Sin embargo, la presencia de metales como Cd y Pb en fracciones más móviles (F1 y F2) indica aportes recientes y representa riesgo ecológico potencial, especialmente para la biota acuática.

Las principales fuentes de contaminación identificadas incluyen los aportes fluviales de los ríos Unare, Chávez y Cautaro, descargas domésticas e industriales, la actividad pesquera, el tránsito de embarcaciones con motores fuera de borda y el tráfico vehicular a lo largo de la autopista costera.

La distribución vertical de los metales en los núcleos de sedimento evidenció procesos complejos de acumulación, transporte y especiación, influenciados por el tamaño de grano de los sedimentos, el contenido de materia orgánica, la hidrodinámica y las condiciones redox.

En conjunto, estos resultados destacan la necesidad urgente de implementar programas de monitoreo ambiental permanente, así como medidas de control y mitigación de las fuentes de contaminación, con el fin de preservar la integridad ecológica de este humedal costero, que tiene un alto valor ambiental, económico y social.

REFERENCIAS

- AGUILERA, D. 2005. *Evaluación geoquímica de los sedimentos superficiales de las bahías este y oeste del Morro de Puerto Santo, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 117 pp.
- ANITHA, G. & S. P. KUMAR. 2014. Environmental geochemistry of elements in a sediment core off Thengapattanam estuary, Southwest coastal zone, Tamilnadu, India. *Int. J. Res. Chem. Environ. (IJRCE)* 4(1): 12–24.
- BERMEDO-CÁRDENAS, L. 2025. *Disponibilidad ambiental de metales en sedimentos marinos del Golfo de Arauco, Chile (36°45'S - 37°10'S)*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Universidad de Concepción.
- BHAKTA, J. 2017. Metal toxicity in microorganism. En *Handbook of Research on Inventive Bioremediation Techniques*. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-2325-3.ch001>
- BONILLA, J., S. ARANDA, C. RAMÍREZ, J. MOYA & A. MÁRQUEZ. 2003a. Calidad de los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, Edo. Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 42(1 & 2): 3–27.
- BONILLA, J., J. MOYA & A. QUINTERO. 2003b. Contenido orgánico y parámetros reductores de sedimentos del archipiélago Los Roques, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 42(1 & 2): 47–63.
- BRICKER, S. B., B. LONGSTAFF, W. DENNISON, A. JONES, K. BOICOURT, C. WICKS & J. WOERNER. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae* 8(1). <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.028>
- Brito, F., G. Martínez & A. Quintero. 2020. Comportamiento geoquímico del nitrógeno, fósforo y materia orgánica en sedimentos recientes de El Morro de Puerto Santo, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 59(2), 19–33
- CABRAL, H., V. FONSECA, T. SOUSA & M. C. LEAL. 2019. Synergistic effects of climate change and marine pollution: An overlooked interaction in coastal and estuarine areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16(15): 2737. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152737>

- CARMODY, D. J., J. B. PEARCE & W. E. YASSO. 1973. Trace metals in sediments of New York Bight. *Mar. Poll. Bull.* 4(9). [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(73\)90006-4](https://doi.org/10.1016/0025-326X(73)90006-4)
- CERVANTES GUERRA, Y., Y. ALMAGUER CARMENATE, A. PIERRA CONDE, G. OROZCO MELGAR & H. GURSKY. 2011. Metales traza en sedimentos de la Bahía de Cayo Moa (Cuba). Una evaluación de la contaminación. *Min. Geol.* 27(4): 19 p.
- CHANDÍA, C., M. SALAMANCA, A. HERNÁNDEZ, L. BERMEDO, E. HERNÁNDEZ-MIRANDA & O. INOSTROZA-MICHAEL. 2024. Variación espacial y estacional de metales y compuestos orgánicos en los sedimentos costeros del Golfo de Arauco. *Gayana* 88(2): 195–214.
- CHERIYAN, E., A. SREEKANTH, S. K. MRUDULRAG & C. H. SUJATHA. 2015. Evaluation of metal enrichment and trophic status based on biogeochemical analysis of shelf sediments of the southeastern Arabian Sea, India. *Cont. Shelf Res.* 108. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.08.007>
- CONTRERAS, J., C. MENDOZA & A. GÓMEZ. 2004. Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del río Haina. *Cienc. Soc.* 29(1): 36–71.
- DE VIVO, B., H. E. BELKIN & A. LIMA. 2017. Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories: Second Edition. En *Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories: Second Edition*.
- DELGADO, J. & J. M. NIETO. 2007. Caracterización geoquímica de los sedimentos superficiales del Estuario del río Guadiana (SW de la Península Ibérica). *Geogaceta*, 42: 51–54.
- ENGLÉ, V. D. 2011. Estimating the provision of ecosystem services by Gulf of Mexico coastal wetlands. En *Wetlands* 31(1). <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0132-9>
- ESPINOSA, L. F., J. P. PARRA & C. VILLAMIL. 2011. Heavy metals determination in geochemical fractions of surface sediment associated with mangroves in Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 40(1):7-23.
- FARIAS, C. O., C. HAMACHER, A. D. L. R. WAGENER, R. C. DE CAMPOS & J. M. GODOY. 2007. Trace metal contamination in mangrove sediments, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 18(6). <https://doi.org/10.1590/S0103-50532007000600014>
- FERMÍN, I. 2002. *Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 106 pp.
- FUENTES, M. 1998. *Condiciones geoquímicas de los sedimentos superficiales de la Laguna de Chacopata, estado sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 113 pp.
- GAMITO, S. 2008. Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (Southern Portugal): Physical stress, organic matter pollution and the land–ocean gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77(4): 710–720. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2007.11.013>
- GARCÍA, G., & A. MUÑOZ-VERA. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Mar. Poll. Bull.* 100(1): 249–263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.042>
- GREDILLA, A., T. STOICHEV, S. FDEZ-ORTIZ DE VALLEJUELO, A. RODRIGUEZ-IRURETAGOIENA, P. DE MORAIS, G. ARANA, A. DE DIEGO & J. M. MADARIAGA. 2015. Spatial distribution of some trace and major elements in sediments of the Cávado estuary (Esposende, Portugal). *Mar. Poll. Bull.* 99(1–2). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.040>

- HEANES, D. L. 1984. Determination of total organic-c in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15(10). <https://doi.org/10.1080/00103628409367551>
- HURTADO, R. 2015. *Geoquímica de C, N, P y S en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente - Instituto Oceanográfico de Venezuela. Cumaná, Venezuela. 146 pp.
- JHA, P., A. C. SAMAL, S. C. SANTRA & A. DEWANJI. 2016. Heavy Metal Accumulation Potential of Some Wetland Plants Growing Naturally in the City of Kolkata, India. *Am. J. Plant Sci.* 7(15). <https://doi.org/10.4236/ajps.2016.715189>
- KARBASSI, A. R., F. TORABI, F. GHAZBAN & M. ARDESTANI. 2011. Association of trace metals with various sedimentary phases in dam reservoirs. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 8(4). <https://doi.org/10.1007/BF03326267>
- KĻAVIŅŠ, M. & M. VIRCAVS. 2001. Metals in sediments of inland waters of Latvia. *Boreal Environ. Res.* 6(4): 297-306.
- KORETSKY, C. M., J. R. HAAS, D. MILLER & N. T. NDENGA. 2006. Seasonal variations in pore water and sediment geochemistry of littoral lake sediments (Asylum Lake, MI, USA). *Geochem. Trans.* 7. <https://doi.org/10.1186/1467-4866-7-11>
- LÓPEZ, F. 2002. *Determinación del contenido de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de Piritu, Estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 117 pp.
- LÓPEZ□HERNÁNDEZ, D., L. MORALES., K. UMBRÍA□SALINAS, W. VALERO, A., MELÉNDEZ & A. LÓPEZ□CONTRERAS. 2024. C, N, and P contributions to sediments of two Venezuelan coastal lagoons and their relationships with the adsorption of P. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 52(10): 2300266. <https://doi.org/10.1002/clen.202300266>
- LÓPEZ, F., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, A. MÁRQUEZ & I. FERMÍN. 2006. Fraccionamiento de los metales pesados Fe, Cd, Cr y Pb en los sedimentos superficiales de la Laguna de Piritu, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 45(1): 51–60.
- LORING, D. H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48(1). <https://doi.org/10.1093/icesjms/48.1.101>
- LU, H., C. J. MORAN, I. P. PROSSER & R. DEROSE. 2004. Investment prioritization based on broadscale spatial budgeting to meet downstream targets for suspended sediment loads. *Water Resour. Res.* 40(9). <https://doi.org/10.1029/2003WR002966>
- MANGONES, A. 2015. *Estudio geoquímico de algunos componentes de la materia orgánica en los sedimentos superficiales del sector marino costero de la Ensenada Grande del Obispo y laguna Chica, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 74 pp.
- MARÍN, F. 2020. *Geoquímica de metales pesados y calidad ambiental en sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 121 pp.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Rev. Cient.* 18(1): 73–86.

- MARRUGO-NEGRETE, J., J. PINEDO-HERNÁNDEZ, S. MARRUGO-MADRID & S. DÍEZ. 2021. Assessment of trace element pollution and ecological risks in a river basin impacted by mining in Colombia. *Environ. Sci. Poll. Res.* 28(1). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10356-4>
- MARTÍNEZ, G. 2002. Metales pesados en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 41(1 & 2): 83–96.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR, A. MÁRQUEZ, L. RODRÍGUEZ, L. & A. GONZÁLEZ. 2011. Distribución y comportamiento de los metales traza Cd, Cu, Ni y Zn en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 50(2), 289–301.
- MARTÍNEZ, G. 2016. *Estudio geoquímico y ambiental de los sedimentos del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. Dr. Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 209 pp.
- MARTÍNEZ, G., R. HURTADO, F. PINTO & C. YÁNEZ. 2019. *Calidad Ambiental de los Sedimentos Recientes del Golfo de Cariaco: Estudio Geoquímico Ambiental*. Editorial Académica Española. 210 pp.
- MARTÍNEZ, G., D. MARCANO, A. QUINTERO, F. BRITO, F., MARÍN, & A. GUTIÉRREZ. 2025. Geoquímica de la materia orgánica en sedimentos recientes de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 64(2).
- MARTÍNEZ-SOTO, S., G. MARTÍNEZ & C. RAMÍREZ. 2014. Geochemical characteristics of surface sediments from the marine-coastal region north and south of the Paria Peninsula, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 53(2), 79–93.
- RODRÍGUEZ, L., MARTÍNEZ, G., & SENIOR, W. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cubana de Investig. Pesqueras* 24(1), 32–37.
- MARTÍNEZ-ROMERO, M. 2002. *Especiación de metales pesados en columnas de sedimentos de las lagunas de Píritu y Unare, edo. Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química. Universidad de Oriente. 67 pp.
- MENDOZA-AMÉZQUITA, E., J. A. SEIM, L. C. ROMERO, V. MANUEL & M. RODRÍGUEZ. 2015. Distribution of trace elements and organic matter in sediments Pastoría-Chacahua lagoon system, Oaxaca. *Rev. Latinoam. Amb. Cienc.* 6(13):20-29.
- MIZAZAWA, M., M. A. PAVAN, E. L. DE OLIVEIRA, M. IONASHIRO & A. K. SILVA. 2000. Gravimetric determination of soil organic matter. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 43(5). <https://doi.org/10.1590/s1516-89132000000500005>
- RANJAN, R. K., G. SINGH, J. ROUTH & A. RAMANATHAN. 2013. Trace metal fractionation in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments in southeast India after the tsunami of 2004. *Environ. Monit. Assess.* 185(10). <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3167-6>
- RIDGWAY, J. & G. SHIMMIELD. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55(6). <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1035>
- RODRÍGUEZ, E. 2007. *Fraccionamiento geoquímico de algunos metales pesados en los sedimentos superficiales de la zona marino-costera de Cumaná, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 86 pp.
- RODRÍGUEZ, L. 2004. *Comportamiento y fraccionamiento de metales pesados en núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Edo. Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 115 pp.

- RODRÍGUEZ, L., G. MARTÍNEZ & W. SENIOR. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cubana de Investig. Pesqueras* 24(1): 32–37.
- ROSA, A., A. CRAVO, J. JACOB & C. CORREIA. 2022. Water quality of a southwest Iberian coastal lagoon: Spatial and temporal variability. *Cont. Shelf Res.* 245, 104804. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2022.104804>
- SADIQ, M. 2021. Chromium in Marine Environments. En *Toxic Metal Chemistry in Marine Environments*. <https://doi.org/10.1201/9781003210214-6>
- SCHUMACHER, B. A. 2002. *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments* (pp. 1-23). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Ecological Risk Assessment Support Center.
- SENIOR, W., J. CASTAÑEDA & G. MARTÍNEZ. 1999. *Estudio oceanográfico y calidad de agua y sedimentos nororiente de Venezuela: Caso del sistema lagunar Unare-Píritu*. Instituto Oceanográfico de Venezuela-Universidad de Oriente. 70 pp.
- SENIOR, W., C. VALAREZO, O. SÁNCHEZ, N. JÁCOME, J. TOBAR, A. CALLAGUAZO, D. HERNÁNDEZ, G. RODRÍGUEZ, A. BENÍTEZ, I. FERMÍN, R. DE LA CRUZ & A. MÁRQUEZ. 2015. Evaluación de la distribución del contenido total y biodisponibles de los metales pesados, Cu, Cd, Pb y Hg en sedimentos superficiales del estero de Santa Rosa, Provincia De El Oro, Ecuador. . *Foro Iberoam. Rec. Mar. Acuic. VII*: 253–265.
- SOUSA, C. A. M., M. E. CUNHA & L. RIBEIRO. 2020. Tracking 130 years of coastal wetland reclamation in Ria Formosa, Portugal: Opportunities for conservation and aquaculture. *Land Use Policy* 94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104544>
- SUNDARAY, S. K., B. B. NAYAK, S. LIN & D. BHATTA. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments-A case study: Mahanadi basin, India. *J. Hazard. Mater.* 186(2–3). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.081>
- TEIXEIRA, E. C., L. S. ORTIZ, M. F. C. C. ALVES & J. C. D. SANCHEZ. 2001. Distribution of selected heavy metals in fluvial sediments of the coal mining region of Baixo Jacuí, RS, Brazil. *Environ. Geol.* 41(1–2). <https://doi.org/10.1007/s002540100257>
- TOSIANI, T., C. YANES & A. RAMÍREZ. 2005. Sedimentos recientes frente al delta del Orinoco, Venezuela. En M. Gómez, M. Capaldo, C. Yanes, A. Martin, & PDVSA (Eds.), *Frente Atlántico venezolano. Investigaciones Geoambientales: Ciencias de la tierra*. Tomo II (p. 159). Fondo Editorial Fundambiente.
- VALERO, A. 2016. *Estudio de Cu, Fe, Mn, Ni, Zn en la fracción limo-arcilla de los sedimentos de fondo de las Lagunas de Unare y Píritu, estado Anzoátegui*. Trab. Grad. Lic. Geoquímica. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 128 pp.
- VAN KEMENADE, Z. R., A. CUTMORE, R. HENNEKAM, E. C. HOPMANS, M. T. J. VAN DER MEER, M. MOJTAHID, F. J. JORISSEN, N. J. BALE, G. J. REICHART, J. S. SINNINGHE DAMSTÉ & D. RUSH. 2023. Marine nitrogen cycling dynamics under altering redox conditions: Insights from deposition of sapropels S1 and the ambiguous S2 in the Eastern Mediterranean Sea. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 354. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2023.06.018>
- VIDYA, P., & R. K. PATIL. 2016. Heavy metal distribution in mangrove sediment cores from selected sites along the western coast of India. *J. Threat. Taxa* 8(11). <https://doi.org/10.11609/jott.1978.8.11.9356-9364>
- ZAKIR, H. M., & N. SHIKAZONO. 2011. Environmental mobility and geochemical partitioning of Fe, Mn, Co, Ni, and Mo in sediments of an urban river. *J. Environ. Chem. Ecotoxicol.* 3(5): 116-126

ZHANG, S., C. LIANG & W. XIAN. 2020. Spatial and temporal distributions of terrestrial and marine organic matter in the surface sediments of the Yangtze River estuary. *Cont. Shelf Res.* 203. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104158>

Recibido: Septiembre 2025

Aceptado: Diciembre 2025