

EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL ASOCIADO A METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA ENSENADA LA ESMERALDA, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

EDGAR GARCÍA MARCANO¹ *, DANNY CARDONA HERNÁNDEZ², IVIS MARINA FERMÍN³, FABIOLA LÓPEZ-MONROY⁴, JUAN LÓPEZ-MARCANO⁵, & MIGUEL OCQUE⁶

¹*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. *Autor de Correspondencia: tukani82@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-4057-5514>*

²*Estudiante de la Maestría en Ciencias Marinas, Postgrado en Ciencias Marinas, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre, Venezuela. dannyrafaelcardona89@gmail.com; <https://orcid.org/0009-0009-8770-9883>*

³*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. ivismarina@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0002-5255-6276>*

⁴*Departamento de Acuicultura, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente. Isla de Margarita, Nueva Esparta, Venezuela. fametal@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-0655-3186>*

⁵*Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. juanjj5826@gmail.com/juanlm_bio@udo.edu.ve; <https://orcid.org/0000-0001-6368-4364>*

⁶*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela aocque@gmail.com; <https://orcid.org/0009-0005-2299-9526>*

RESUMEN: el objetivo del estudio consistió en evaluar la calidad de los sedimentos superficiales y el riesgo ecotoxicológico asociado a metales pesados (plomo, níquel, cobre y cadmio) en la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, y analizar su interacción con la granulometría, la materia orgánica (MO) y los carbonatos. Par esto se realizaron muestreos en veinte estaciones durante el 2017, se cuantificaron los metales mediante espectrofotometría de absorción atómica y se determinaron la granulometría y la MO. La evaluación toxicológica se realizó contrastando los umbrales de Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP), y calculando índices de riesgo como el Factor de Contaminación (FC) y el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP). Los resultados revelaron una distribución granulométrica heterogénea y estacional, la MO fue más elevada durante la temporada de lluvia y asociada a granos finos. El Ni superó el CEL en múltiples estaciones y el CEP en la estación 1, mientras que el Cd excedió consistentemente el CEL en todas las estaciones en ambos muestreos. El Índice de Carga Contaminante (ICC) indicó un deterioro ambiental elevado. El IREP mostró un alarmante riesgo ecológico potencial generalizado durante la época de lluvia. La acumulación de metales se ve favorecida por la granulometría fina y la MO, sin embargo, la correlación positiva con las arenas sugiere que la principal vía de ingreso de estos es continental. Como conclusión, el Cd representa una amenaza en expansión, con riesgo muy alto, mientras que la concentración puntual de Ni sugiere una fuente de emisión específica que requiere identificación y mitigación inmediata para revertir el deterioro sostenido del ecosistema.

Palabras clave: metales pesados, contaminación, influencia antropogénica, riesgo ambiental.

ABSTRACT: the objective of this study was to evaluate the quality of surface sediments and the ecotoxicological risk associated with heavy metals (lead, nickel, copper, and cadmium) in La Esmeralda Bay, Sucre State, Venezuela, and to analyze their interaction with particle size distribution, organic matter (OM), and carbonates. To this end, samples were taken at twenty stations during 2017, metals were quantified using atomic absorption spectrophotometry, and particle size distribution and OM were determined. The toxicological assessment was performed by comparing the Limit Effect Concentration (LEC) and Probable Effect Concentration (PEC) thresholds and calculating risk indices

such as the Contamination Factor (CF) and the Potential Ecological Risk Index (PERI). The results revealed a heterogeneous and seasonal particle size distribution; OM was higher during the rainy season and associated with fine grains. Ni exceeded the CEL at multiple stations and the CEP at station 1, while cadmium consistently exceeded the CEL at all stations in both sampling periods. The Pollutant Load Index (PLI) indicated significant environmental degradation. The IREP showed an alarming potential widespread ecological risk during the rainy season. Metal accumulation is favored by fine particle size and organic matter; however, the positive classification with sands suggests that the main source of these metals is continental. In conclusion, cadmium represents a growing threat with a very high risk, while the localized concentration of Ni suggests a specific emission source that requires immediate identification and mitigation to reverse the sustained deterioration of the ecosystem.

Key words: heavy metals, pollution, anthropogenic influence, environmental risk.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas marinos y estuarinos constituye un problema global grave, exacerbado por el avance de la industrialización, el crecimiento demográfico, la urbanización y las actividades agrícolas. Estas presiones antropogénicas han incrementado la carga de contaminantes en estuarios y otros entornos acuáticos naturales (BRYAN *et al.* 1980; LANGSTON 1982; GOPAL *et al.* 2018). Las fuentes son diversas, incluyendo procesos geogénicos como la meteorización de rocas y la erosión natural, y aspectos predominantemente antropogénicos, tales como la eliminación inadecuada de residuos, la aplicación de lodos, las emisiones vehiculares, el riego con aguas residuales, actividades industriales, la minería de metales, los lixiviados de vertederos y las actividades náuticas (HASRIZAL *et al.* 2015; IQBAL *et al.* 2016; LIN *et al.* 2017).

Los metales pesados se consideran de los contaminantes ambientales más significativos; el plomo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) y cadmio (Cd) son frecuentes en los sedimentos (OZSEKER *et al.* 2016). Su preocupación radica en sus efectos potencialmente tóxicos, su persistencia ambiental y, crucialmente, su capacidad de bioacumulación y biomagnificación una vez que ingresan a los ambientes acuáticos, representando una grave amenaza para la vida silvestre y la salud humana (ARMITAGE *et al.* 2007; YUAN *et al.* 2011; CHENG *et al.* 2015).

El análisis de estos contaminantes en sedimentos es una herramienta invaluable para identificar la magnitud y las principales fuentes de aportes antropogénicos a un entorno específico, dado que los sedimentos constituyen un archivo de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Tanto hidrocarburos como metales pesados pueden tener impactos significativos en la vida marina (MEARNS *et al.* 2016; TAMIM *et al.* 2016). Para discernir la influencia antropogénica, se aplican índices de calidad de los sedimentos como el Factor de Enriquecimiento (FE) y el Índice de Geoacumulación (Igeo). Estos normalizan las concentraciones medidas, mitigando las variaciones geológicas regionales (MAHU *et al.* 2015). Es importante considerar que los niveles de metales también dependen del tamaño de las partículas, ya que las más finas poseen mayor área superficial para la adsorción (KIM *et al.* 2018). Otros índices utilizados para evaluar el riesgo de contaminación incluyen el factor de contaminación (FC), el índice de carga de contaminación (ICC), el índice de contaminación en sedimentos (IPS), el Coeficiente del Riesgo Ecológico Potencial (CREP) y el índice de riesgo ecológico potencial (IREP). Asimismo, los índices toxicológicos como la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP) son de gran interés para establecer umbrales de toxicidad (MCDONALD *et al.* 2000; MÁRQUEZ & LEMUS 2020).

La contaminación de ambientes marinos por sustancias inorgánicas peligrosas, fundamentalmente metales pesados, ha sido tema de extensos proyectos de investigación a nivel mundial, nacional y regional. A nivel internacional, estudios como el de ARAÚZ *et al.* (2013), en bahía Damas, Isla Coiba, Panamá, mostraron una distribución gradual y estacional de metales, influenciada por la climatología e hidrodinámica local. Más recientemente, EL OUARTY *et al.* (2024), en la laguna de Nador, Marruecos,

utilizaron directrices de calidad de sedimentos y análisis de riesgos ecológicos, concluyendo un riesgo muy alto de contaminación por metales pesados y destacando que la integración de la investigación en marcos de gestión costera contribuye a la preservación y mejora de estos ecosistemas. En Venezuela, diversos estudios han permitido obtener un panorama más amplio de esta problemática. Por ejemplo, ACOSTA *et al.* (2002), determinaron los niveles de metales pesados en sedimentos superficiales de Boca de Paparo y río Chico, zonas influenciadas por el río Tuy, hallando las mayores concentraciones de Zn, Cu y Pb en el primer sistema. En el Golfo de Santa Fe, PÉREZ *et al.* (2006), encontraron elevadas concentraciones de Fe en sedimentos de la laguna de Bocaripo, señalando un riesgo potencial a largo plazo. En cuanto a las características físicas, MÁRQUEZ *et al.* (2005), indicaron que los sedimentos del litoral nororiental son predominantemente arenosos y permeables, con bajos valores de carbono orgánico y materia orgánica. De igual forma, BONILLA *et al.* (2003), observaron una predominancia de arenas a arenas finas-arcillosas en la Laguna Grande del Obispo.

El objetivo del presente estudio, consistió en evaluar la calidad de los sedimentos a través de algunos índices de calidad ambiental asociados a los metales, como: Concentración de efecto límite (CEL), Concentración de efecto probable (CEP), Factor de Contaminación (FC), Índice de carga contaminante (ICC), coeficiente de Riesgo ecológico potencial (CREP) Índice de riesgo ecológico Potencial (IREP) así como su interacción con algunas otras variables como: granulometría, carbonatos y materia orgánica en los sedimentos de la zona costera de la ensenada de La Esmeralda.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la costa norte del estado Sucre se encuentra la ensenada La Esmeralda ($10^{\circ}26'N-64^{\circ}01'O$; Fig. 1). Esta es una ensenada abierta, de aguas tranquilas y fondo fangoso, protegida de los vientos del este y del noreste por la punta Esmeralda y por la isla Esmeralda (MURGAN 2011). Esta ensenada constituye un importante ecosistema, debido a que en la zona se desarrolla la pesca artesanal, además como en toda la

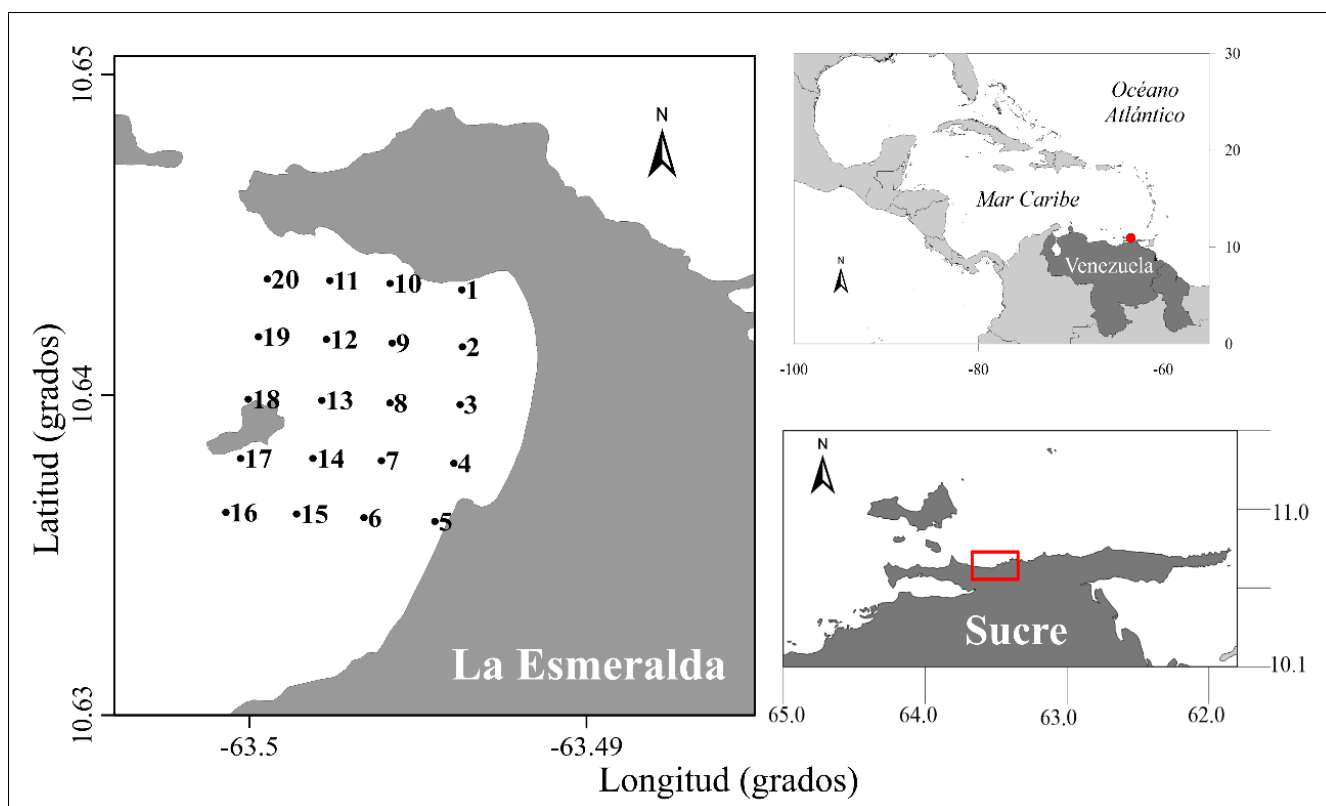


Fig. 1. Zona de muestreo. Ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

costa norte del estado Sucre, es una zona de explotación y comercialización de moluscos, principalmente de mejillones *Perna perna* y *Perna viridis*. Esta zona posee promedios anuales de temperatura del agua de 26-25 °C, pH: 7,72, oxígeno disuelto: 4,85 mg O₂ L⁻¹ y salinidad de 37 (ZAPATA *et al.* 2014).

Muestreo

Se establecieron veinte (20) estaciones de muestreo en la ensenada la Esmeralda (TABLA 1), distribuidos en cuatro transectos paralelos a la costa, en los cuales se recolectaron cinco muestras de sedimentos superficiales separados cada 200 m, con una draga Diez Laffont de 0,02 m². Las muestras se colocaron en bolsas plásticas, se preservaron en frío y posteriormente fueron trasladadas al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, refrigerándolas a -20°C hasta su análisis. Los muestreos se realizaron durante el año 2017.

Determinación de los diferentes parámetros geoquímicos

Análisis granulométrico

La separación de las diferentes fracciones se realizó en dos etapas; en la primera fueron separadas las diferentes fracciones de arena y grava mientras que en la segunda las fracciones limo y arcilla. Este

procedimiento está basado en la tasa de sedimentación de los granos, a diferentes intervalos de tiempo, según la Ley de Stokes (ROA & BERTHOIS 1975). La agitación se efectuó durante 10 minutos en un equipo Ro-TapTesting Sieve Shaker Modelo B (Combustión Engineering. Inc). La fracción fina (<62,5 µm) se analizó según el método de la pipeta, usando cilindros de 1.10³ mL, llenos de agua a temperatura ambiente. La textura se determinó según la nomenclatura propuesta por SHEPARD (1954).

Materia orgánica total

Para la determinación del contenido de materia orgánica total (MOT) se utilizó el método de pérdida de peso a través de la calcinación de las muestras a altas temperaturas (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995; BERNAL & BETANCOURT 1996; BELZUNCE *et al.* 2001; KAMP-NIELSEN *et al.* 2002). Se calcinó aproximadamente 2 g de sedimento en crisoles de porcelana en una mufla a 550 °C durante cinco horas hasta peso constante y luego se cuantificó el porcentaje por diferencia de peso.

Carbonatos

La concentración de carbonatos se determinó por el método de digestión ácida propuesto por BARNES (1959); colocando las muestras en un medio ácido, que desprenderá el carbonato presente en el sedimento (PALANQUES & DÍAZ 1994; FUENTES *et al.* 2010).

Para este análisis, se pesaron aproximadamente 2 g de sedimento seco en un beaker previamente pesado e identificado, con cantidad suficiente de HCl 5 M hasta cubrir totalmente el sedimento, dejándolo

TABLA 1. Localización de los puntos de muestreos ubicados a lo largo de la ensenada La Esmeralda.

Estaciones	Coordenadas
1	10°38,89'N - 63°29,622'O
2	10°38,79'N - 63°29,621'O
3	10°38,68'N - 63°29,625'O
4	10°38,57'N - 63° 29,636'O
5	10°38.46'N - 63°29.670'O
6	10°38,47'N - 63°29,796'O
7	10°38,57'N - 63°29,765'O
8	10°38,68'N - 63°29,750'O
9	10°38,79'N - 63°29,746'O
10	10°38,90'N - 63°29,750'O
11	10°38,91'N - 63°29,857'O
12	10°38,80'N - 63°29,863'O
13	10°38,69'N - 63°29,871'O
14	10°38,58'N - 63°29,887'O
15	10°38,47'N - 63°29,916'O
16	10°38,48'N - 63°30,042'O
17	10°38,58'N - 63°30,016'O
18	10°38,69'N - 63°30,002'O
19	10°38,80'N - 63°29,984'O
20	10°38,91'N - 63°29,968'O

reaccionar durante 24 horas. Luego se lavó con agua desionizada, se mantuvo en reposo durante 24 horas para posteriormente extraer el agua, este procedimiento se efectuó por triplicado; finalmente se colocó en una estufa a 80°C y se procedió a pesar. El porcentaje de los mismos se determinó por diferencia de pesos.

Metales pesados

Se le determinó a las muestras los metales pesados usando el método propuesto por LEWIS & LANDING (1992). Las cuantificaciones fueron realizadas por espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio, utilizando un equipo Perkin Elmer modelo 3110.

Determinación de Índices de Riesgo Ecológico

Concentración de Efectos Límites y Concentración de Efectos Probables (CEL y CEP)

El riesgo toxicológico fue estimado por medio de la comparación con los valores de la Concentración de Efectos Límite (CEL o CET) y la Concentración de Efectos Probables (CEP) sugeridas por McDONALD *et al.* 2000 (TABLA 2).

Estos resultados son presentados en tablas utilizando un código de color: las celdas en azul indican concentraciones por debajo del CEL; celdas en amarillo concentraciones entre CEL y CEP; y las celdas en rojo concentraciones por encima del CEP.

Factor de Contaminación (FC)

Es un método simple utilizado para establecer la calidad de los sedimentos. Valores de $FC < 1$ sugieren que no hay contaminación por ese metal en los sedimentos; si el valor de FC se encuentra entre 1 y 3, un nivel moderado de contaminación por dicho metal, mientras que, si FC se encuentra entre 3 y 6, la contaminación se considera alta y finalmente, si FC es mayor de 6, se corresponde con una contaminación muy alta (HAKANSON 1980). Este índice se calculó de la siguiente manera:

$$FC = \frac{C_{metal}}{C_{Bn}}$$

Dónde:

C_{metal} = concentración del metal en el sedimento.

C_{Bn} = valor de fondo del sedimento de referencia según TUREKIAN & WEDEPOHL (1961).

Estos datos son presentados mediante un código de color: < 1 no hay contaminación (verde); $1 > F < 3$ contaminación moderada (amarillo); $3 < F > 6$ contaminación alta (azul); y > 6 contaminación muy alta (rojo).

Índice de Carga Contaminante (ICC)

El Índice de Carga de Contaminación (ICC), muestra el número de veces que la concentración de un metal pesado excede la concentración de referencia. Si el valor de ICC es menor que 1, indica que no hay contaminación con el metal, mientras que, si el ICC es mayor que 1, se sugiere que probablemente sí hay

TABLA 2. Valores de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP), sugeridos por McDONALD *et al.* 2000.

	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni
CEL ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	0,99	43,4	31,6	35,8	22,7
CEP ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	4,98	111	149	128	48,6

contaminación en un determinado punto (HARIKUMAR *et al.* 2009; CHANDRASEKARAN *et al.* 2015). El cálculo se realizó de la siguiente manera:

$$ICC = \frac{(FC1 * FC2 * FC3 * \dots * FCn)}{n}$$

Dónde:

n= el número de elementos.

FC= el factor de contaminación.

Coefficiente de Riesgo Ecológico Potencial (CREP)

Este índice se estima usando los Coeficientes de Toxicidad de Hakanson (CTH) los cuales son usados para establecer la intensidad de contaminación de un elemento traza (HAKANSON 1980; ZHUANG & GAO 2014). El CREP para cada metal se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$CREP_i = CHT * CF_i$$

Donde:

CF_i= el estimado de la concentración de un elemento traza

CHT = factor de toxicidad de un elemento traza. Según HAKANSON (1980), el factor de respuesta tóxica en función de su toxicidad es el siguiente: Cu=Pb=Ni=5, Cd=30, Cr=2.

Estos datos son presentados mediante un código de color: < 30 no hay contaminación (verde); 30 > CREP < 60 contaminación moderada (amarillo); 60 < CREP > 120 contaminación fuerte (naranja); 120 > CREP < 240 contaminación muy fuerte (azul); y 240 > contaminación extremadamente fuerte (rojo).

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

Es utilizado para evaluar el nivel de contaminación con metales pesados en muestras de sedimentos de acuerdo con su toxicidad y a la reacción del ambiente frente a esta toxicidad. Para determinarlo se calcula primero el Coeficiente del Riesgo Ecológico Potencial (CREP) de cada metal, (HAKANSON 1980; GAO *et al.* 2013). El IREP se calculó de la siguiente manera:

$$IREP = \sum CREP_i$$

Dónde:

CREP_i = el coeficiente del riesgo potencial ecológico de un elemento en específico.

ZHUANG & GAO (2014), establecieron que valores de CREP_i < 30, indican que no hay contaminación y el riesgo ecológico es bajo, si está entre 30-60 la contaminación y el riesgo son moderados, si el valor es estimado entre 60-120 indica una fuerte contaminación y riesgo potencial, si se estima entre 120 y 140, son indicativos de un grado de contaminación y riesgo ecológico muy fuerte y si es superior a 140, puede considerarse extremadamente fuerte la contaminación y el riesgo. Por su parte el IREP se clasifica en cuatro categorías: ≤ 50 existe baja contaminación y riesgo; 50-200 contaminación y riesgo moderados; 200-300 la contaminación y el riesgo son considerables y ≥ 300, es indicativo de muy alto riesgo y contaminación (SUN *et al.* 2010).

Análisis estadísticos

Se verificaron las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogórov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Al no cumplirse los supuestos, para el factor “Estaciones”, se aplicó el análisis Kruskal-Wallis para detectar posibles diferencias significativas entre las variables estudiadas. Para conocer en qué pares específicos de subgrupos hay diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó el test de Dunn con ajustes en el nivel α , asumido por la corrección de la prueba de Bonferroni, lo que permite contrastar el aumento en la tasa de error tipo I, debido a estar realizados sobre unos mismos datos de una serie de contrastes de hipótesis (SOKAL & ROHLF 1995). En cambio, para el factor “Temporadas”, por tener sólo dos niveles, se realizó la prueba no paramétrica Test de U (MANN-WHITNEY 1947).

Para determinar si existe una relación entre las variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, durante las temporadas de sequía y lluvia, se realizó una correlación de rangos de Spearman (ZAR 1974).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Office de Microsoft para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R CORE TEAM 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis granulométrico del sedimento superficial en la ensenada La Esmeralda muestra una distribución espacial heterogénea, reflejando distintas condiciones hidrodinámicas dentro del área de estudio. La composición general está dominada por una mezcla de limo, arcilla y arena fina (Figs. 2 y 3).

En las zonas de baja energía, como el noroeste, sureste y centro-norte, los sedimentos exhiben una alta proporción de limo y arcilla (Figs. 4 y 5), lo que indica un ambiente hidrodinámicamente tranquilo, propicio para la decantación de partículas finas CALVA *et al.* 2006. Esto sugiere que las corrientes de fondo son débiles y el oleaje es suave, lo que permite la acumulación de materiales transportados por las corrientes superficiales y los vientos alisios (FUENTES *et al.* 2010). En contraste, la región noreste de la ensenada presenta las mayores concentraciones de arena fina. La abundancia de esta fracción más gruesa es un indicador de un ambiente con mayor energía hidrodinámica. Esta dinámica puede estar impulsada por la dirección predominante de los vientos alisios del noreste, que provocan una aceleración

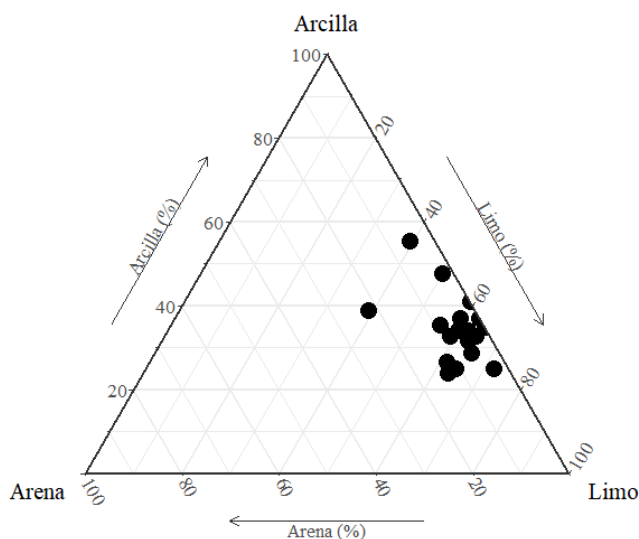


Fig. 2. Clasificación textural de los sedimentos de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

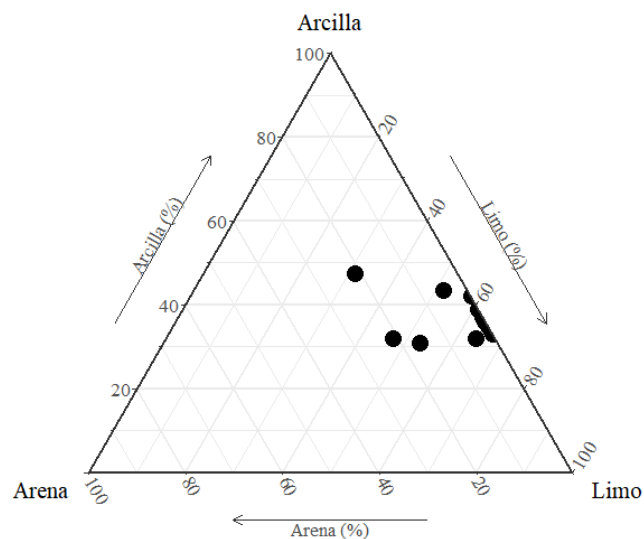


Fig. 3. Clasificación textural de los sedimentos de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

de la masa de agua en esta zona, permitiendo que solo las partículas más gruesas se depositen de manera eficiente. La distribución espacial de las diferentes fracciones granulométricas está intrínsecamente ligada a la batimetría, los patrones de circulación y las barreras naturales dentro de la ensenada (FUENTES *et al.* 2010). La concentración de partículas finas en las áreas de baja energía es consistente con la existencia de zonas protegidas, donde la velocidad de las corrientes disminuye, facilitando la sedimentación. Esto se ve acentuado por la presencia de los islotes El Morro, Cascabel y La Maceta, que actúan como barreras protectoras que reducen la energía del oleaje y las corrientes de marea, influyendo directamente en la distribución de las partículas. La fuente de los sedimentos finos (limo y arcilla) probablemente proviene de los escurrimientos de agua desde las tierras altas de la cuenca adyacente, mientras que la distribución de la arena se relaciona más directamente con los procesos dinámicos locales, como la acción del viento y las corrientes (PINTO 2012).

El análisis Kruskal-Wallis determinó que no existen diferencias estadísticas entre los porcentajes de arenas, limos y arcillas, tomando como factor las 20 estaciones estudiadas durante todo el periodo de estudio (p -value= 0,2712; p -value= 0,1438; p -value= 0,9033 respectivamente). En cambio, bajo el factor épocas (sequía y lluvia) y utilizando el análisis Test de U, el % de arenas presentó diferencias significativas (p -value= 0,0043), mientras que los porcentajes de limos y arcillas no presentaron diferencias (p -value= 0,6533; p -value= 0,2952 respectivamente).

El porcentaje de materia orgánica es consistentemente más alto en lluvia que en la temporada seca en todas las estaciones. Los valores más elevados se encuentran en las estaciones E14 y E20, con valores entre 35% y 29% respectivamente. Los máximos ubicados al noroeste y sur de la ensenada estuvieron asociados a los granos finos. Ningún valor en la temporada de sequía supera el 15%, y la mayoría se mantiene por debajo del 10% (Fig. 6).

El análisis Kruskal-Wallis determinó que no existen diferencias estadísticas entre los porcentajes de materia orgánica total, tomando como factor las 20 estaciones estudiadas durante todo el periodo de estudio (p -value= 0,9983). En cambio, bajo el factor épocas (sequía y lluvia) y utilizando el análisis Test de U, presentó diferencias significativas (p -value= $9,492e^{-8}$).

La materia orgánica (MO) en los sedimentos marinos está intrínsecamente ligada a la textura sedimentaria, mostrando una relación inversamente proporcional con el tamaño del grano. Las partículas finas, como el limo y la arcilla, acumulan una mayor cantidad de MO, mientras que las fracciones más gruesas registran valores notablemente inferiores. Esto se debe a que las partículas más pequeñas tienen una mayor área superficial para adsorber moléculas orgánicas (WANG *et al.* 2022).

El contenido de materia orgánica es un parámetro dinámico, influenciado por la concentración en la columna de agua y por los procesos de degradación. La actividad de organismos bentónicos (fauna del fondo) y bacterias consume la materia orgánica, afectando la calidad del agua al generar una alta demanda de oxígeno (NAVARRETE *et al.* 2000). Esta disminución de oxígeno disuelto puede limitar el desarrollo de la fauna bentónica, lo que a su vez favorece la preservación de la MO y promueve procesos biogeoquímicos anaeróbicos (VELAZCO 2011).

En el Golfo de Cariaco, se han registrado variaciones significativas en el contenido de materia orgánica. Investigaciones de MÁRQUEZ *et al.* (2005) y MARTÍNEZ *et al.* (2011), reportaron valores que oscilan entre 0,18% y 14,70%, asociando estas concentraciones a la productividad del ecosistema y a las descargas de ríos.

En La Esmeralda, las concentraciones de materia orgánica (MO) están influenciadas por el ciclo de la marea. Se registraron los valores más altos (11-35%) durante la marea alta y disminuyeron considerablemente (5-11%) en marea baja. Esta variación podría deberse a una menor penetración de luz durante la marea baja, lo que resultaría en una reducción de la producción fitoplanctónica. Adicionalmente,

Metales pesados en la ensenada La Esmeralda

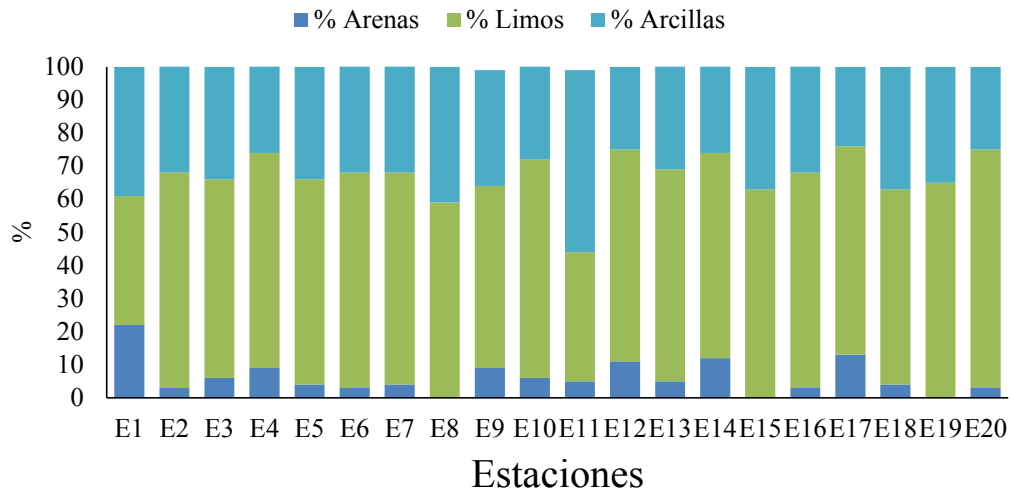


Fig. 4. Distribución del contenido de arcillas (%), limos (%) y arenas (%) de los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

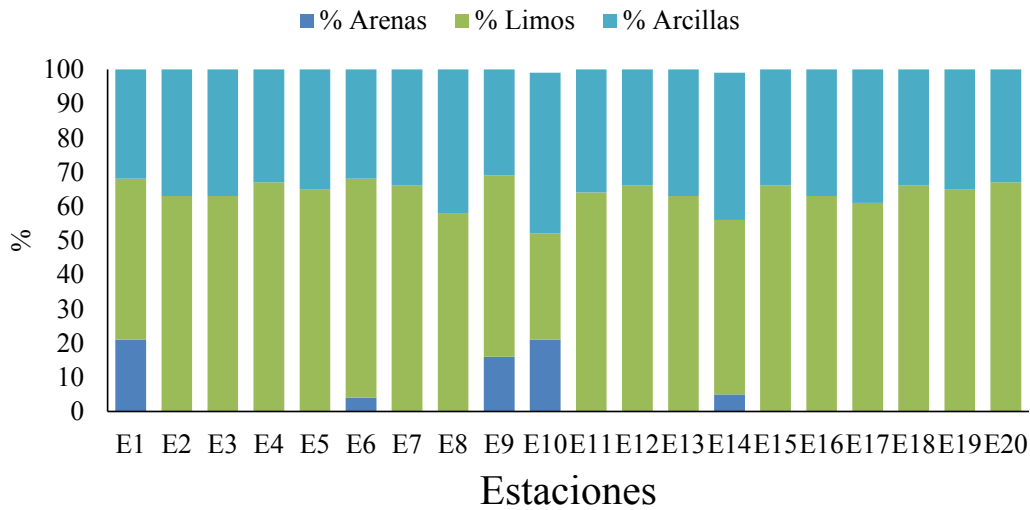


Fig. 5. Distribución del contenido de arenas (%), limos (%) y arcillas (%) de los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

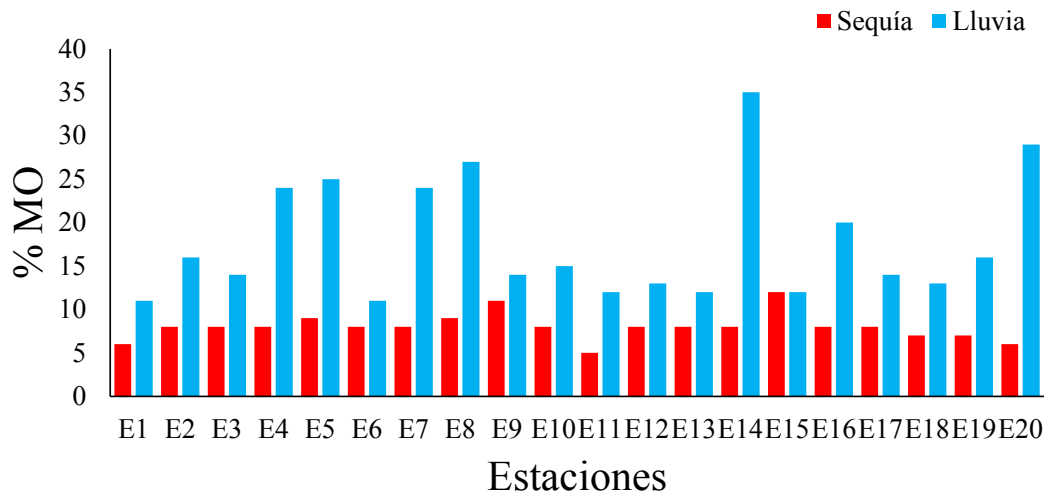


Fig. 6. Distribución del contenido de materia orgánica (%) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

los picos de MO en esta zona se observaron en áreas de sedimentos finos, confirmando la relación entre una textura fina y altos contenidos de materia orgánica (SILVA & ASTORGA 2010).

Las altas concentraciones de materia orgánica en la ensenada de La Esmeralda durante la marea alta son el resultado de las condiciones ambientales y biológicas locales. Los principales aportes provienen de la producción autóctona, como el plancton y los desechos de la fauna bentónica, y de fuentes alóctonas de origen antropogénico, como la actividad pesquera y los vertidos urbanos (TAKASU *et al.* 2020).

El porcentaje de carbonato es consistentemente más alto en la temporada de sequía en la mayoría de las estaciones. Las concentraciones más altas se determinaron en las estaciones E9 y E10, donde el carbonato alcanza aproximadamente el 5%, mientras que, en la temporada de lluvia, la mayoría de las estaciones exhiben bajas concentraciones a excepciones de la estación E13 (4%), en la cual la concentración de carbonato es significativamente mayor en la temporada de lluvia. Los valores de las estaciones E9 y E10 muestran el mayor contraste estacional, con un alto contenido de carbonato en la época de sequía que se reduce drásticamente con las lluvias (Fig. 7). No obstante, el análisis estadístico no detectó diferencias significativas ni entre estaciones, ni entre las épocas estudiadas (p -value = 0,3295; p -value = 0,4773 respectivamente).

MÁRQUEZ *et al.* (2005), detectaron un promedio de 22 % para la zona nororiental del Golfo de Cariaco, MARTÍNEZ *et al.* (2011), obtuvieron promedio de 19 % en carbonatos en la parte norte del golfo, refiriendo que estos altos valores parecen estar relacionados a la existencia de conchas de organismos y de calizas. Así mismo la principal fuente de carbonatos observada en La esmeralda, parece ser biogénica cuyo origen son los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo, notándose la presencia de abundantes conchas de estos organismos en las muestras de sedimento. Los carbonatos generados por estos bivalvos, son el producto de la desfragmentación y degradación de los materiales cálcicos que integran su estructura (PONCE & GAMBAUDO 2005; PINTO 2012; Fig. 7).

Evaluación del Riesgo Ecotoxicológico de Metales Pesados en Sedimentos

La evaluación del riesgo ecotoxicológico en los sedimentos se realizó mediante la comparación de las concentraciones de metales pesados con los Valores Guía de Calidad de Sedimentos (SQGs) propuestos por MACDONALD *et al.* (2000), específicamente la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP). Estos valores son ampliamente aceptados en la comunidad científica para evaluar el potencial de toxicidad de los contaminantes en los organismos bentónicos (TOPALDEMIR *et al.* 2023).

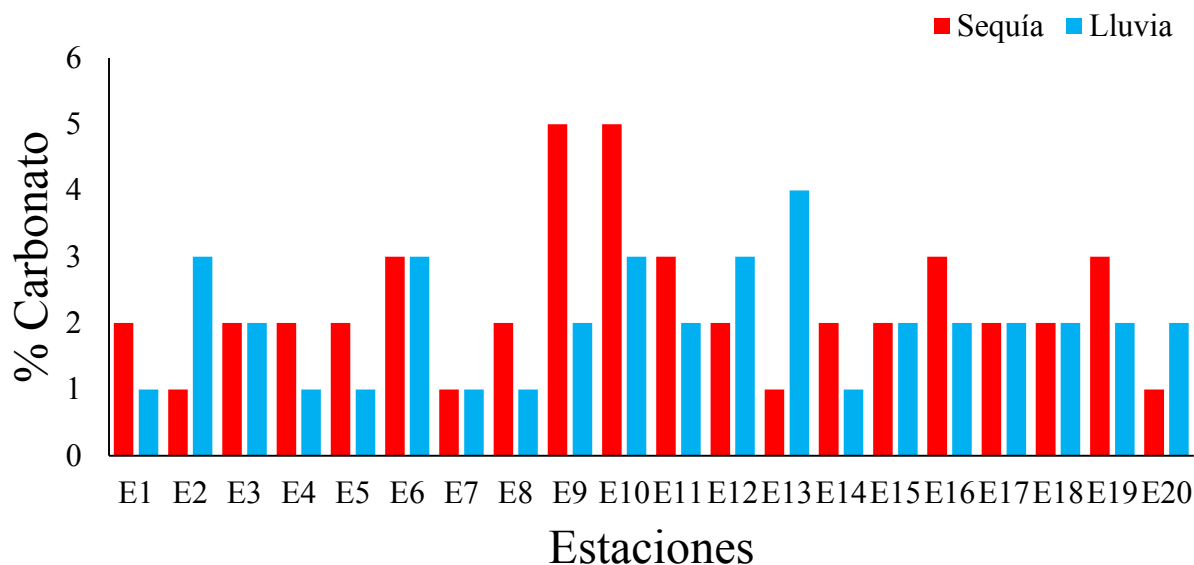


Fig. 7. Distribución del contenido de carbonatos (%) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Sequía

Los resultados del muestreo de abril revelaron que las concentraciones de Pb y Cu se encontraban consistentemente por debajo de la CEL en la totalidad de las estaciones de muestreo. Esto sugiere que, para el momento del muestreo, estos metales no representaban un riesgo ecotoxicológico significativo para los organismos del ecosistema de fondo (TABLA 3).

Por el contrario, el Ni y el Cd mostraron un comportamiento diferente. Las concentraciones de Ni estuvieron por encima de la CEL en varias estaciones. Destaca la E1, donde se registró un valor máximo de 61,25 mg.Kg⁻¹, superando incluso la CEP. Este hallazgo indica un riesgo ecotoxicológico elevado y la alta probabilidad de efectos adversos en la comunidad bentónica. El valor mínimo para el Ni se encontró en la E15 con 23,67 mg.Kg⁻¹.

El Cd también excedió la CEL en todas las estaciones, con un valor máximo de 3,25 mg.Kg⁻¹ en la E11 y un mínimo de 2,02 mg.Kg⁻¹ en la E9. Si bien las concentraciones no alcanzaron la CEP, la superación de la CEL en todas las muestras es una señal de alerta que merece atención.

Lluvia

Los resultados del segundo muestreo en noviembre mostraron patrones similares a los de abril (TABLA 3). Las concentraciones de Pb y Cu se mantuvieron consistentemente por debajo de la CEL, lo que confirma la ausencia de un riesgo tóxico en este período.

TABLA 3. Distribución de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP) asociado a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.g ⁻¹)	Cu (mg.g ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	29,6750	61,2500	19,9750	2,7500	35,0750	56,0750	18,7000	3,8500
E2	23,1000	38,2000	18,3500	2,7250	27,4530	24,4650	12,2500	2,8500
E3	28,5000	36,4500	17,0500	2,8000	21,8500	27,8250	11,6750	2,3750
E4	21,2500	30,3500	14,6500	2,4250	23,2500	27,9250	13,6000	2,0000
E5	24,3250	29,3500	14,3500	3,0000	25,7750	32,6000	15,2250	3,2750
E6	23,9750	30,3500	13,1750	2,6000	30,8500	37,2000	16,3500	2,6000
E7	21,5000	28,8750	12,9000	2,2500	22,9750	29,8750	11,9250	2,4750
E8	19,0000	27,6750	12,3500	2,4000	24,5750	31,1750	12,3250	2,5000
E9	21,5000	29,8750	11,7250	2,0250	22,2750	30,3750	11,8250	2,3000
E10	21,1750	32,2250	15,1000	2,2750	28,4500	33,0250	18,9500	2,6250
E11	27,7250	35,6500	12,9250	3,2500	22,7750	35,0500	12,9250	2,1500
E12	24,4750	33,6250	15,2250	2,5500	21,3750	31,7750	13,0750	2,0750
E13	22,0750	28,8250	13,3000	2,8000	21,8250	31,0750	6,6250	1,7500
E14	25,5750	31,2000	13,1750	2,3250	19,1250	26,6000	11,0750	1,9500
E15	19,7250	23,6750	12,3750	2,8750	24,3500	28,2500	12,3250	2,3250
E16	21,5750	30,4000	13,5250	3,2250	22,9750	31,4250	12,8250	3,2250
E17	25,2000	29,9750	13,1250	2,9500	20,5000	30,1000	12,7750	2,2500
E18	23,9250	30,0000	12,4500	2,5000	20,4500	32,4500	13,0250	2,2000
E19	26,0500	31,8500	12,8750	2,5250	19,4750	31,7250	12,3250	2,3750
E20	21,5250	30,2250	12,4750	3,1250	16,2500	26,8000	11,3500	1,8250

No obstante, el Ni y Cd volvieron a mostrar niveles preocupantes. El Ni superó la CEL en todas las estaciones, alcanzando un valor máximo de 56,08 mg.Kg⁻¹ en la E1, lo que nuevamente indica un riesgo ecotoxicológico considerable para el ecosistema bentónico. La concentración más baja se registró en la E2 con 24,47 mg.Kg⁻¹.

El Cd también se mantuvo por encima de la CEL en todas las muestras, con un valor máximo de 3,85 mg.Kg⁻¹ en la E1 y un valor mínimo de 1,75 mg.Kg⁻¹ en la E13. Al igual que en abril, los valores elevados de la CEL por este metal sugieren un riesgo potencial que debe ser monitoreado.

Los hallazgos de ambos muestreos confirman que el Ni y el Cd son los principales contaminantes de preocupación en el área de estudio. El Ni, en particular, representa un riesgo ecotoxicológico significativo y recurrente, superando la CEP en la E1 en ambos períodos. Este punto de alta contaminación sugiere que esta zona en específico de muestreo, se evidencia la influencia directa de una fuente puntual de contaminación adyacente, cuya proximidad está generando alteraciones significativas en las propiedades fisicoquímicas del sedimento, comprometiendo su calidad ambiental y funcionalidad ecosistémica. Por su parte, la presencia generalizada de Cd por encima de la CEL indica una contaminación de fondo que podría tener efectos acumulativos a largo plazo en la salud del ecosistema.

Análisis del Factor de Contaminación (FC) en Sedimentos Superficiales

Sequía

El análisis de los datos muestra una clara distinción entre los metales. Por un lado, el Pb, Ni y Cu presentaron un FC bajo, con valores en su mayoría por debajo de 1, lo que indica que no hay enriquecimiento significativo en comparación con los niveles de fondo (TABLA 4). Esto sugiere que, para el mes de abril, las fuentes de estos metales no representaban un riesgo ecotoxicológica generalizado.

Sin embargo, el Cd mostró un comportamiento diferente. Los valores de FC para este metal fueron consistentemente altos en todas las estaciones, con la mayoría superando el umbral de contaminación muy alta (FC > 6). Este patrón de contaminación generalizado es alarmante, ya que indica una fuente de contaminación difusa y persistente de Cd en toda el área de estudio.

Lluvia

Los datos de la temporada de lluvia presentaron tendencias similares a la temporada de sequía, pero con algunas variaciones notables (TABLA 4). El Pb y el Cu mantuvieron su bajo riesgo de contaminación, con valores de FC que permanecieron en la sin contaminación.

Por su parte, el Ni mostró un cambio importante. Si bien en abril no se consideraba un contaminante significativo, en noviembre, varias estaciones (principalmente la E1) registraron un aumento en el FC, alcanzando la categoría de contaminación moderada. Esto podría ser indicativo de una fuente de contaminación estacional o intermitente.

Los valores de FC del Cd se mantuvieron altos en casi todas las estaciones, clasificándolas en su mayoría en la categoría de contaminación muy alta.

El Cd se caracteriza por adherirse a la materia orgánica presente y en el sedimento de la ensenada se puede acumular en las partículas de los minerales aluminosilicatos (arcillas) y la materia orgánica. MORENO *et al.* (2003), afirmó que el Cd en suelos ácidos puede lixiviarse y desplazarse hasta los cuerpos de aguas, pero a pH básico (> 8), tiende a adsorberse al sedimento los cuales actúan como un sumidero de la contaminación. Mientras que el Ni es un elemento mayoritario en la naturaleza, sin embargo, en la zona de estudio este puede ser aportado corrientes, así como a través de partículas provenientes de combustión y de residuos de fundición (ROSAS 2001).

TABLA 4. Distribución de los Factores de Contaminación (FC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	1,484	0,901	0,444	9,167	1,754	0,825	0,416	12,833
E2	1,155	0,562	0,408	9,083	1,373	0,360	0,057	12,917
E3	1,425	0,536	0,379	9,333	1,093	0,409	0,259	7,917
E4	1,063	0,446	0,326	8,083	1,163	0,411	0,302	6,667
E5	1,216	0,432	0,319	10,000	1,289	0,479	0,338	10,917
E6	1,199	0,446	0,293	8,667	1,543	0,547	0,363	8,667
E7	1,075	0,425	0,287	7,500	1,149	0,439	0,265	8,250
E8	0,950	0,407	0,274	8,000	1,229	0,458	0,274	8,333
E9	1,075	0,439	0,261	6,750	1,114	0,447	0,263	7,667
E10	1,059	0,768	0,336	7,583	1,423	0,486	0,421	8,750
E11	1,386	0,524	0,287	10,833	1,139	0,515	0,287	7,167
E12	1,224	0,494	0,338	8,500	1,069	0,467	0,291	6,917
E13	1,104	0,424	0,296	9,333	1,091	0,457	0,147	5,833
E14	1,279	0,459	0,293	7,750	0,956	0,391	0,246	6,500
E15	0,986	0,348	0,275	9,583	1,218	0,415	0,274	7,750
E16	1,079	0,447	0,301	10,750	1,149	0,462	0,285	10,750
E17	1,260	0,441	0,292	9,833	1,025	0,443	0,284	7,500
E18	1,196	0,441	0,277	8,333	1,023	0,477	0,289	7,333
E19	1,303	0,468	0,286	8,417	0,974	0,467	0,274	7,917
E20	1,076	0,444	0,277	10,417	0,813	0,394	0,252	6,083

Análisis del Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) por Muestreo

Sequía

Para la temporada de sequía, el riesgo ecológico potencial fue impulsado principalmente por el Cd. Los valores de CREP para este metal en todas las estaciones se encontraron en la categoría de riesgo fuerte (60-120) y muy fuerte (120-240). Esto significa que la alta toxicidad del Cd, combinada con sus concentraciones elevadas, representaba una amenaza significativa para la biota del área. Las estaciones E5, E11, E16, E17 y E20 mostraron valores de riesgo muy fuerte (120-240), sugiriendo que la acumulación de Cd en estas zonas era particularmente peligrosa (TABLA 5).

Los valores de CREP para el Pb, el Ni y el Cu fueron consistentemente bajos, es decir, sin contaminación (< 30) o riesgo moderado (30-60). La distribución espacial de estos metales no indicó un riesgo ecotoxicológico considerable, aunque el Pb y el Ni mostraron picos en la E1, sugiriendo una fuente de emisión puntual, pero de bajo impacto.

Lluvia

La temporada de lluvia mostró un notable incremento en el riesgo ecológico potencial para el Cd. La mayoría de las estaciones se clasificaron en las categorías de riesgo muy fuerte (120-240) y extremadamente fuerte (> 240), indicando la intensificación de las condiciones contaminantes en comparación con la

época de sequía, destacando las estaciones E1, E2 y E5, las cuales mostraron un riesgo de contaminación extremadamente fuerte (> 240). Este patrón generalizado sugiere un enriquecimiento de Cd favorecido por las condiciones hidrodinámicas que incrementan significativamente su acumulación (TABLA 5).

Para los demás metales, las concentraciones de CREP se mantuvieron bajas o moderadas. Los valores para el Pb, Ni y Cu fueron consistentemente menores en comparación con el Cd. Sin embargo, en algunas estaciones, los valores de CREP para el Pb y el Ni se acercaron o entraron en la categoría de riesgo moderado (30-60), lo que indica un ligero incremento en su potencial de toxicidad.

Valores comparables a los determinados en este ecosistema fueron reportados por ZHUANG & GAO (2014), para los sedimentos superficiales de la bahía de Laizhou y los alrededores Zhangzi en China, donde el Cd presentó el mayor riesgo ambiental con valores superiores a 40,0, mientras que el resto de los metales evaluados (Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) presentaron CREP inferiores a 15,0 unidades. ZHU *et al.* (2012), encontraron para el puerto fluvial de Xiawan, ciudad de Zhuzhou, en la Provincia de Hunan, China, que los CREP fluctuaron entre 11,2 y 51,9 para Zn, 33,6 y 86,8 para Cu, 29,3 y 144 para Pb, y $1,34 \times 10^3$ y $25,0 \times 10^3$ para el Cd, los cuales reflejaron la muy alta contaminación que presentan la zona debido a las actividades antrópicas.

Evaluación del Índice de Contaminación de Metales Pesados (ICC)

Durante la época de sequía, la distribución espacial del ICC en los sedimentos de la ensenada mostró valores que oscilaron entre 1,7 y 1,9, con un valor promedio de 1,8. Estos valores superan los límites de

TABLA 5. Distribución Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	7,419	4,504	0,444	275,000	8,769	4,123	0,416	385,000
E2	5,775	2,809	0,408	272,500	6,863	1,799	0,057	387,500
E3	7,125	2,680	0,379	280,000	5,463	2,046	0,259	237,500
E4	5,313	2,232	0,326	242,500	5,813	2,053	0,302	200,000
E5	6,081	2,158	0,319	300,000	6,444	2,397	0,338	327,500
E6	5,994	2,232	0,293	260,000	7,713	2,735	0,363	260,000
E7	5,375	2,123	0,287	225,000	5,744	2,197	0,265	247,500
E8	4,750	2,035	0,274	240,000	6,144	2,292	0,274	250,000
E9	5,375	2,197	0,261	202,500	5,569	2,233	0,263	230,000
E10	5,294	3,840	0,336	227,500	7,113	2,428	0,421	262,500
E11	6,931	2,621	0,287	325,000	5,694	2,577	0,287	215,000
E12	6,119	2,472	0,338	255,000	5,344	2,336	0,291	207,500
E13	5,519	2,119	0,296	280,000	5,456	2,285	0,147	175,000
E14	6,394	2,294	0,293	232,500	4,781	1,956	0,246	195,000
E15	4,931	1,741	0,275	287,500	6,088	2,077	0,274	232,500
E16	5,394	2,235	0,301	322,500	5,744	2,311	0,285	322,500
E17	6,300	2,204	0,292	295,000	5,125	2,213	0,284	225,000
E18	5,981	2,206	0,277	250,000	5,113	2,386	0,289	220,000
E19	6,513	2,342	0,286	252,500	4,869	2,333	0,274	237,500
E20	5,381	2,222	0,277	312,500	4,063	1,971	0,252	182,500

referencia para la calidad de los sedimentos establecidos por TOMLINSON (1980) y LIKUKU *et al.* (2013), evidenciando un deterioro ambiental significativo (Fig. 8).

De manera similar, la temporada de lluvia, arrojó valores consistentes, con un rango de 1,6 a 2,0 y un promedio de 1,7. La persistencia de estos índices elevados en ambos muestreos exhibe la naturaleza crónica de la contaminación por metales pesados en el área. La similitud en los valores entre ambos periodos sugiere que los factores de contaminación son estables a lo largo del tiempo (Fig. 9).

MARTÍNEZ (2016), sugirió que la distribución de los ICC está asociada a la distribución de las fracciones de granos más finos de los sedimentos, así como a los contenidos de materia orgánica, a la influencia hidrodinámica, a la geoquímica del sedimento y a los efectos de las diferentes actividades humanas.

Los metales pesados aportados por los ríos y las actividades antrópicas, así como la surgencia costera que trae nutrientes y metales, desde niveles por debajo de los 50 metros de profundidad, a las aguas superficiales y que son concentrados en la materia orgánica generada por la alta productividad que se manifiesta durante los primeros meses de cada año, tiende a acumularse en los sedimentos cuando los organismos mueren, contribuyendo con los altos valores de los diferentes factores, grados e índices evaluados (JOKINEN *et al.* 2020).

Por su parte, MAANAN *et al.* (2015), reportaron valores de ICC para la laguna de Nador, Marruecos, entre un rango de 0,40 a 20,6 y un promedio de 3,30 que sugieren que sus sedimentos se encuentran fuertemente contaminados por metales pesados producto de las actividades antrópicas de las ciudades aledañas y las descargas fluviales en esta área marino costera.

ONG *et al.* (2013), evaluaron los sedimentos superficiales de la bahía de Quiberon (sur de Bretaña, Francia), reportando que las concentraciones de los metales Cr, Co, Cu, Zn, Cd y Pb en 93 sitios de dicha bahía, presentando valores de ICC en un rango entre 0,23 a 0,79, indicando condiciones de no contaminación que suponga alguna fuente antropogénica apreciable. RABEE *et al.* (2011), usando el ICC en sedimentos del río Tigris, en la región de Baghdad encontraron valores que oscilaron desde 0,30 hasta 0,97 unidades, indicando que la zona en estudio no se encuentra impactada por estos niveles.

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

Sequía

En la temporada de sequía, el riesgo ecológico potencial fue variable y localizado. La mayoría de las estaciones (14 de 20) se clasificaron en la categoría de riesgo considerable (200-300), lo que indica un impacto potencial significativo para el ecosistema. Sin embargo, en algunas estaciones, como la E5, E11, E16, E17 y E20, el riesgo fue muy alto (≥ 300 ; Fig. 10).

Lluvia

El riesgo ecológico potencial se intensificó en toda la zona, durante la temporada de lluvia, con la gran mayoría de las estaciones clasificadas en la categoría de riesgo muy alto (≥ 300). Esta situación es alarmante porque indica que el riesgo no es solo en una estación de muestreo específica, sino que se ha extendido y homogeneizado en toda el área de estudio. Las estaciones E13 y E20, se encontraron la categoría de riesgo considerable, siendo ambas las excepciones al patrón de contaminación generalizada (Fig. 11).

La distribución espacial de los IREP en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, presentan una distribución muy similar a las observadas para el ICC calculada para esta área marino costera. Esta distribución puede ser producto de los aportes antrópicos, descargas fluviales, la surgencia costera y la circulación marina que dispersan y difunden los contaminantes que son acumulados en los sedimentos finos de esta zona.

Fig. 8. Distribución Índice del Carga Contaminante (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

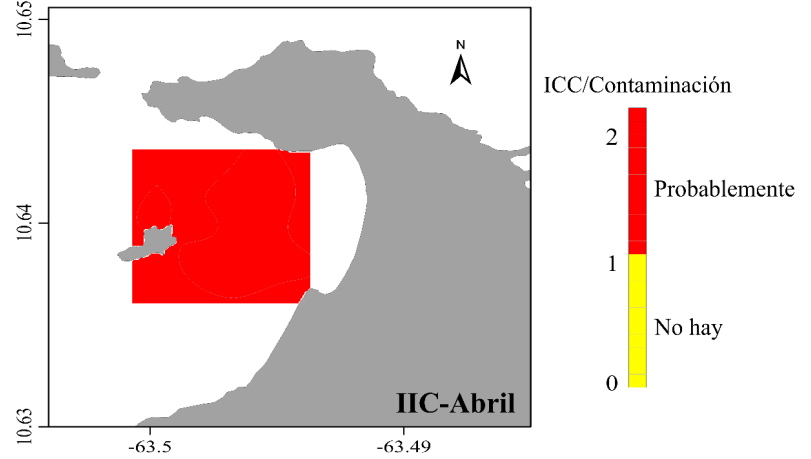


Fig. 9. Distribución Índice del Carga Contaminante (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

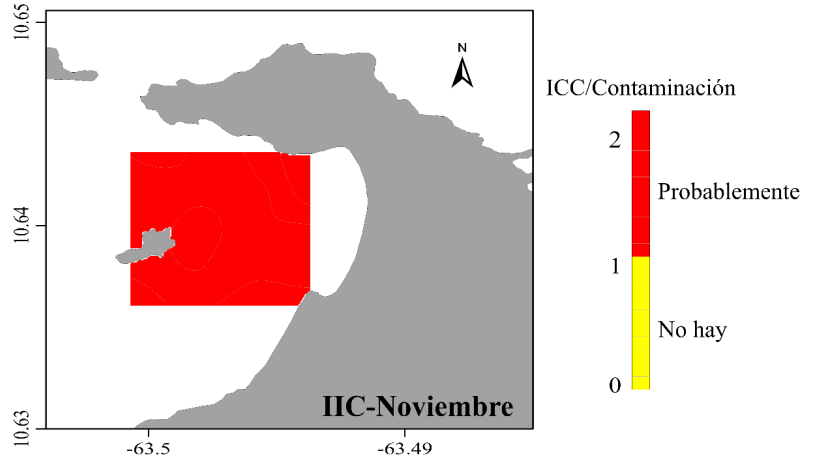


Fig. 10. Distribución del Índice de Riesgo Potencial Ecológico (IREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

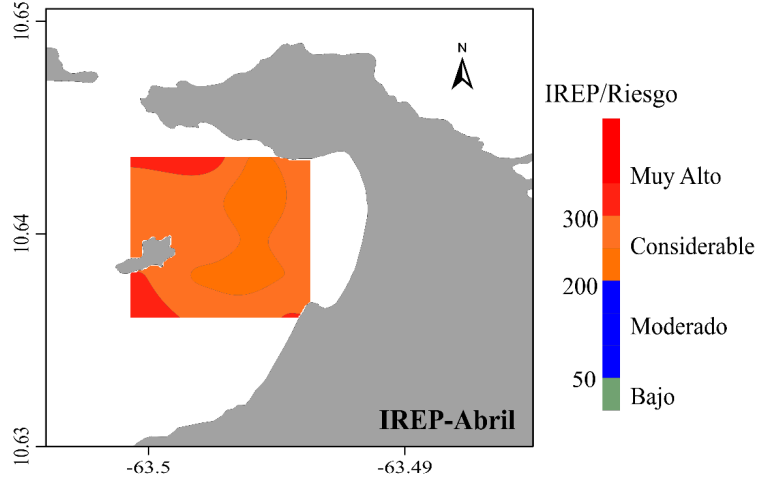
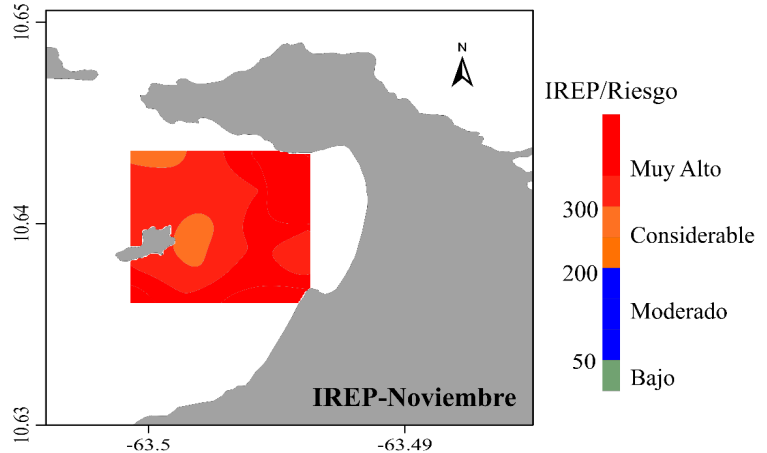


Fig. 11. Distribución del Índice de Riesgo Potencial Ecológico (IREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.



Por su parte, MAANAN *et al.* (2015), reportó valores de IREP entre un rango de 40,1 - 499 y una media de 219 para la laguna de Nador (Marruecos), que se corresponden con niveles de riesgo ecológico entre bajo a muy altos influenciados por factores tanto naturales como antrópicos. Los IREP en áreas marinas abiertas son obviamente más bajos que en las áreas cerradas o semicerradas, los cuales están quizás controlados por la textura de los sedimentos, el sistema de corrientes y otros factores (LIU *et al.* 2013). LI *et al.* (2018), reportaron IREP en un rango entre 1 658 y 20 788 para la bahía de Jinzhou y estuarios de los ríos Lianshan y Wuli, en la provincia Liaoning, China, que se corresponden con uno de contaminación muy alto, con la mayor contribución debido a los altos valores de CREP del Cd. En la bahía de estudio, los IREP en esta zona disminuyen a medida que los puntos de muestreo se alejaron del estuario y de la línea de costa. Esa región está impactada por una intensa actividad industrial, tales como la mayor productora de cinc de Asia, refinería de petróleo, industria química y astilleros, que afectan fuertemente la calidad de las aguas, suelos y sedimentos de esta zona. Las actividades antrópicas que se desarrollan en la Bahía la Esmeralda son muy inferiores a las que se desarrollan en la bahía de Jinzhou. En este caso, los IREP y demás índices estimados a partir de los metales evaluados están principalmente afectados por la granulometría fina prevaleciente que tiende acumular materia orgánica y metales pesados.

Correlación de las Variables Estudiadas

El análisis de correlación, por su parte, mostró que la materia orgánica (MO) presentó una correlación negativa con el % de Arenas y la mayoría de los metales estudiados, exceptuando al Pb, pudiendo indicar que sus orígenes y vías de entrada a este ecosistema son diferentes, aun cuando tradicionalmente ha sido señalado, que por lo general, los metales presentan correlación con la materia orgánica, ya que, ella parece ser el factor determinante de la distribución y concentración de metales en los sedimentos superficiales de muchos ecosistemas marinos costeros (RUBIO *et al.* 1991; FERMÍN 2002). Esto indica que, en los sedimentos de la ensenada de La Esmeralda no existe una dependencia de los niveles de metales con respecto al contenido de materia orgánica. Por otra parte, los carbonatos no presentan correlación alguna con ninguno de los otros parámetros evaluados, además de la materia orgánica, MORSE *et al.* (1993), indican que en algunos casos estas correlaciones se ven enmascarada por la correlación de los metales con un parámetro que sea más determinante en su concentración y distribución, que la materia orgánica o los carbonatos. RUBIO *et al.* (1991), señalan que el efecto de la materia orgánica sobre la distribución de metales puede estar solapado por el efecto de la textura sedimentaria, o viceversa, ya que no siempre es fácil distinguir los efectos de la composición del sedimento de los de la textura, pues la mayoría de los compuestos reactivos con los metales pesados, tales como la materia orgánica se acumulan sobre la superficie de las partículas finas. Tal es el caso del área de estudio, que, en este sistema, el grano grueso predomina sobre el fino, y el análisis de correlación nos muestra una correspondencia positiva de las arenas con cuatro de los seis metales estudiados (Pb, Ni, Cu y Mn), además de una correlación negativa con los limos y la MO. Los limos, por su parte, presentan correlaciones negativas con las arcillas y el Pb. Finalmente, las arcillas solo presentan correlación negativa con los limos y el Cu. Esto nos indica que el factor determinante en el ingreso y distribución de los metales en este ecosistema son las arenas, lo que genera influencia de los otros parámetros sobre los mismos, suponiendo esto que el origen de los metales es continental, producto de los aportes terrígenos por lavado de suelos y demás escorrentías (FERMÍN 2002). Los seis metales evaluados presentaron correlaciones positivas entre sí, exceptuando al Pb con el carbono que no presentaron ningún tipo de relación. ROSAS & LÓPEZ (2014), señalan que es muy frecuente encontrar correlación positiva entre varios metales, lo que sugiere una fuente y sistema de transporte similar, y además una posible adsorción de estos metales en los óxi-hidróxidos de hierro y manganeso. El Pb, Ni, Cu y Ni presentan correlación entre ellos, lo que sugiere un mismo origen y sistema de transporte (Fig. 12).

El Pb y Cu provocan una contaminación ubicua, lo que los hace buenos indicadores de la actividad humana, tanto urbana como industrial; el Cd es un elemento altamente tóxico y crítico ambientalmente hablando, el Ni es buen indicador de contaminación industrial específica (FERMÍN 2002).

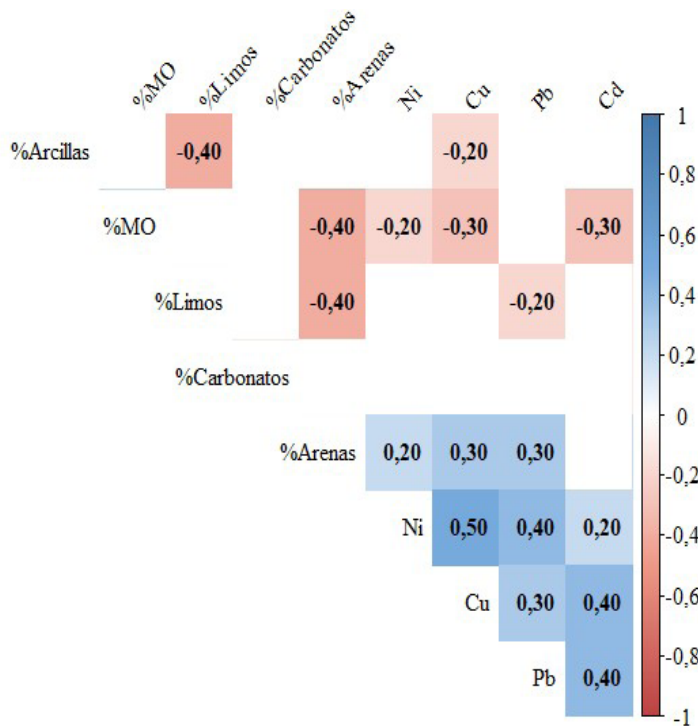


Fig. 12. Correlograma de las variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, durante las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

RUBIO *et al.* (1991) y FERMÍN (2002), afirman que la concentración de metales trazas, y su correlación con otros parámetros en diferentes ecosistemas costeros exhiben un amplio rango que es el reflejo de las condiciones locales, determinado principalmente por los aportes o procesos de remoción que se presentan en cada zona, y por esa razón es muy difícil la comparación entre diferentes ecosistemas, y es preferible realizar comparaciones con registros históricos de la misma zona estudiada, en caso de contar con ellos; por esta razón, se dificulta la posibilidad de concluir sobre la existencia o no, de intervención o modificación en un área determinada, ya que, como se mencionó anteriormente las concentraciones, distribuciones y asociaciones de los metales trazas, así como también de otros parámetros, depende exclusivamente de las condiciones propias de cada ecosistema.

CONCLUSIONES

El Cd representa una amenaza crónica y en expansión, con un riesgo ecológico muy alto, lo que indica una fuente de contaminación de fondo y un riesgo acumulativo para la salud del ecosistema. Por su parte, la alta concentración puntual de Ni sugiere la existencia de una fuente de emisión específica que ingresa al ecosistema y que debe ser identificada y controlada.

La acumulación de estos metales en los sedimentos se ve favorecida por la presencia de material de grano fino y materia orgánica, así como por las condiciones hidrodinámicas de la bahía. La combinación de estos factores naturales con las actividades antropogénicas en la zona costera está impulsando el deterioro continuo de la calidad del sedimento.

El análisis comparativo de los muestreos indica una marcada tendencia a la intensificación y la expansión espacial del riesgo ecológico potencial. Se observa una transición crítica: de un riesgo clasificado como considerable y de distribución localizada durante el periodo de sequía, a uno muy alto y generalizado en la época de lluvia. Esta evolución representa una amenaza grave y sostenida para la integridad de los ecosistemas de la bahía.

Estos resultados sugieren una fuente de contaminación sostenida que requiere una acción inmediata de monitoreo para lograrla identificarla y promover acciones para mitigar sus efectos.

REFERENCIAS

- ACOSTA, V., C., LODEIROS, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencias*. 27 (12): 68.
- ARMITAGE, P. D., M. J. BOWES & H. M. VINCENT. 2007. Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: The river Nent (Cumbria, UK) after 28 years. *River Res. Applic.* 23 (9): 997-1015.

- ARAÚZ, D., A. L. GARCÍA, F. RODRÍGUEZ & M. F. ZÁRATE. 2013. Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales de Bahía Damas, Isla Coiba. *RIDTEC*. 9: 14-23.
- BARNES, H. 1959. *Apparatus and methods of oceanography*. Part one. Chemical. G. Allen & Unwin Ltd. 339 pp.
- BELZUNCE, M., O. SOLAUN, J. FRANCO, V. VALENCIA & A. BORJA. 2001. Accumulation of organic matter, heavy metals and organic compounds in surface sediments along the Nervion Estuary (Northern Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 42 (12): 1407-1411.
- BERNAL, G. & J. BETANCOURT. 1996. Sedimentología de lagunas costeras: Ciénaga Grande de Santa Marta y Ciénaga de Pajarales. *Bol. Investig. Mar. Costeras*. 25: 49 -76.
- BONILLA, J., S. ARANDA, C. RAMÍREZ, J. MOYA & A. MÁRQUEZ. 2003. Calidad de los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 43:5-27
- BRYAN, G. W., W. J. LANGSTON & L. G. HUMMERSTONE. 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries. *Occ. Publ. Mar. Biol. Assoc. UK*. 1: 1-73.
- CALVA, L., A. ROJAS & A. GARCÍA. 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica*. 16 (2): 127-136.
- CHANDRASEKARAN, A., R. RAVISANKAR, N. HARIKRISHNAN, K. SATAPATHY, M. PRASA & K. KANAGASABAPATHY. 2015. Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India--spectroscopical approach. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc.* 137: 589-600.
- CHEN, H., Y. TENG, S. LU, Y. WANG, & J. WANG. 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Sci. Total Environ.* 512: 143-153.
- EL OUATY, O., A. EL M'RINI, D. NACHITE, E. MARROCCHINO & I. RODELLA. 2024. Sediment quality indices for the assessment of heavy metal risk in nador lagoon sediments (Morocco) using multistatistical approaches. *Sustainabilit.* 16 (5): 1921. <https://doi.org/10.3390/su16051921>
- FERMÍN, I. 2002. *Estudio Geoquímico de la laguna de Unare, Edo Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 113 pp.
- FUENTES, M. V., L. ROJAS DE ASTUDILLO, A. DÍAZ, & G. MARTÍNEZ. 2010. Distribución de metales pesados en los sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 58: 129-140.
- GAO, H., J. BAI, R. XIAO, P. LIU, W. JIANG & J. WANG. 2013. Levels, sources and risk assessment of trace elements in wetland soils of a typical shallow fresh water lake, China. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 27: 275-284.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. Geochem. Explor.* 52: 183-192.
- GOPAL, V., A. SHANMUGASUNDARAM, B. NITHYA, N. S. MAGESH, & M. JAYAPRAKASH. 2018. Water quality of the Uppanar estuary, Southern India: implications on the level of dissolved nutrients and trace elements. *Mar. Pollut. Bull.* 130: 279-286.
- HAKANSON, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water. Res.* 14: 975-1001.
- HARIKUMAR, P. S., U. P. NASIR & M. P. M. RAHMAN. 2009. Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 6: 225-232.

- HASRIZAL, S., S. N. HIDAYU, K. SULTAN, J. BIDAI & Y. MOHAMAD. 2015. Spatial distribution of selected heavy metals in surface sediments of the EEZ of the east coast of peninsular Malaysia. *Int. J. Oceanogr.* 2015 (5): 8. <https://doi.org/10.1155/2015/618074>.
- IQBAL, J., M. SALEEM, & M. H. SHAH. 2016. Spatial distribution, environmental assessment and source identification of metals content in surface sediments of freshwater reservoir, Pakistan. *Geochemistry.* 76 (1), 171-177.
- JOKINEN, S., T. JILBERT, R. TIHONEN-FILPPULA, & K. KOHO. 2020. Terrestrial organic matter input drives sedimentary trace metal sequestration in a human-impacted boreal estuary. *Sci. Total Environ.* 717: 137047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137047>.
- KAMP-NIELSEN, L., J. E. VERMAAT, I. WESSELING, J. BORUM, & O. GEERTZ-HANSEN. 2002. Sediment properties along gradients of siltation in South-east Asia. *Est. Coast. Shelf Sci.* 54 (1): 127-137.
- KIM, B., J. L. FRIEDMANN, P. A. LIMA, M. M. DE MAHIQUES & R. C. LOPES. 2018. Critical evaluation of different methods to calculate the Geoaccumulation Index for environmental studies: A new approach for Baixada Santista - Southeastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 127 (2): 548-552. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.049>.
- LANGSTON, W. J. 1982. The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 62: 667-684.
- LEWIS, B. L. & W. M. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended-particulate trace metal fractionation in the Black Sea. *Mar. Chem.* 40 (1-2): 105-141.
- LI, H., X. GAO, Y. GU, R. WANG, P. XIE & M. LIANG. 2018. Comprehensive large-scale investigation and assessment of trace metal in the coastal sediments of Bohai Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 129:126-34.
- LIN, M., H. GUI, Y. WANG, & W. PENG. 2017. Pollution characteristics, source apportionment, and health risk of heavy metals in street dust of Suzhou, China. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24 (2): 1987-1998.
- LIKUKU, A. S., K. B. MMOLAWA & G. K. GABOUTLOELOE. 2013. Assessment of heavy metal enrichment and degree of contamination around the copper-nickel mine in the Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana. *Environ. Ecol.* 1 (2): 32-40.
- LIU, X., Q. SONG, Y. TANG, W. LI, J. XU, J. WU, F. WANG & P. C. BROOKES. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. *Sci. Total Environ.* 463, 530-540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064>
- MAANAN, M., M. SADDIK, M. MAANAN, M. CHAIBI, O. ASSOBHEI & B. ZOURARAH. 2015. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecol. Indic.* 48: 616-626.
- MACDONALD, D. D., C. G. INGERSOLL & T. A. BERGER. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 20-31.
- MAHU, E., E. NYARKO, S. HULME, & K. H. COALE. 2015. Distribution and enrichment of trace metals in marine sediments from the Eastern Equatorial Atlantic, off the Coast of Ghana in the Gulf of Guinea. *Mar. Pollut. Bull.* 98 (1-2): 301-307.
- MANN, H. & D. WHITNEY. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.* 18 (1): 50-60. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

- MÁRQUEZ, A., & A. LEMUS. 2020. *Riesgos ambientales por metales pesados en los sedimentos del río Orinoco*. En: *Ríos en Riesgo de Venezuela*. Ed. D. Rodríguez-Olarte. Volumen III. Colección Recursos Hidrobiológicos de Venezuela. 57-76.
- MÁRQUEZ, A, J. BONILLA, G. MARTÍNEZ, W. SENIOR, D. AGUILERA & A. GONZÁLEZ. 2005. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del litoral nororiental del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 44 (2): 89-103.
- MARTÍNEZ, G. 2016. *Estudio geoquímico y ambiental de los sedimentos del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. Doctoral en Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela, 226 pp.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR, A. MÁRQUEZ, L. RODRÍGUEZ, & 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. Venez.* 50 (2): 289-301.
- MEARNS, A. J., D. J. REISH, P. S. OSHIDA, A. M. MORRISON, M. A. REMPEL-HESTER, C. ARTHUR, N. RUTHERFORD & R. PRYOR. 2016. Effects of pollution on marine organisms. *Water Environ Res.* 88 (10): 1693-1807. <https://doi.org/10.2175/106143016X14696400495695>
- MORENO, I., M. HAMPEL, L. LUBIÁN & BLASCO J. 2003. Sediment toxicity using benthic marine microalgae *Cylindrotheca closterium* (Ehremberg) Lewin and Reiman (Bacillariophyceae). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54: 290-295.
- MORSE, J., B. PRESLEY, R. TAYLOR, G. BENOIT & P. SANTSCHI. 1993 Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. *Mar. Envir. Res.* 36: 1-3
- MURGAN, G. 2011. *Derroteros de las islas Antillas y de las costas orientales de América desde el río de las Amazonas hasta el cabo Hatteras*. 2^{da} parte. 6^{ta} Edición. Dirección de Hidrografía. Madrid. 638 pp.
- NAVARRETE, A., R. OLIVA, V. BELTRÁN & N. LÓPEZ. 2000. Distribución de los sedimentos de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiol.* 10 (1): 61-67.
- ONG, M. C., D. MENIER, N. A. M. SHAZILI & B. Y. KAMARUZZAMAN. 2013. Características geoquímicas de la concentración de metales pesados en sedimentos de las aguas de la bahía de Quiberon, sur de Bretaña, Francia. *Orient. J. Chem.* 29 (1): 39-45.
- OZSEKER, K., K. SEYHAN & C. ERUZ. 2016. Ecological risk assessment and spatial distribution of heavy metals in sediment and pore water around Trabzon harbor, Turkey. *Fresenius Environ. Bull.* 25: 3125-3133.
- PALANQUES, A. & J. DÍAZ. 1994. Anthropogenic heavy metals pollution in the sediment of the Barcelona continental Shelf (Northwestern Mediterranean). *Mar. Environ. Res.* 38: 17-31.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ & I. FERMÍN. 2006. Biodisponibilidad de metales traza en sedimentos superficiales del ecosistema lagunar costero Bocaripo-Chacopata, Península de Araya, Estado Sucre. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45 (2): 81-91.
- PINTO, F. 2012. *Batimetría y evaluación de sedimentos recientes del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 210 pp.
- PONCE, M. B. & P. GAMBAUDO. 2005. *Las rocas carbonáticas*. En: *Minerales para la Agricultura en Latinoamérica*. V. I. Eds. J. Nielson y M. Sarudiansky. CYTED-UNSAM. 576-632 pp.
- RABEE, A., F. YAAROUB, N. ABD-AL-HUSAIN & N. MUSTAFA. 2011. Using Pollution Load Index (PLI) and Geoaccumulation Index (I-Geo) for the Assessment of Heavy Metals Pollution in Tigris River Sediment in Baghdad Region. *Nahrain J. Sci.* 14 (4): 108-114.

- R CORE TEAM. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. (revisada enero 2022).
- ROA, P. & BERTHOIS, L. 1975. *Manual de sedimentología. Manual para el estudio de los sedimentos no consolidados*. Caracas. 303 pp.
- ROSAS, H. 2001. *Estudio de contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat*. Trab. Grad. Doctoral en Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Manresa, España. 315 pp.
- ROSAS, D. & LÓPEZ, F. 2014. Algunos aspectos de la dinámica sedimentaria de la laguna de Las Marites, Estado Nueva Esparta. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 53 (1): 47-55.
- RUBIO, R., J. LÓPEZ, & G. RAURET. 1991. La especiación sólida de metales trazas en sedimentos. Aplicación a sedimentos muy contaminados. *Anal. Chim. Acta.* 87: 599-605.
- SHEPARD, F. 1954. Nomenclature based on Sand-silt-clay ratios. *J. Sediment Petrol.* 24: 151-158.
- SILVA, N. & M. ASTORGA. 2010. Textura, materia orgánica y composición química elemental (C y N) de sedimentos marinos superficiales de la zona Puerto Montt a Boca del Guafo (Norpatagonia chilena). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38 (1):1-14.
- SOKAL, R. & R. ROHLF. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, New York, EEUU.
- SUN, C., C. J. BI, Z. L. CHEN, D. Q. WANG, C. ZHANG, Y. D. SUN, Z. J. YU & D. ZHOU. 2010. Assessment on environmental quality of heavy metals in agricultural soils of Chongming Island, Shanghai City. *J. Geogr. Sci.* 20: 135-147.
- TAKASU, H., K. UCHINO & K. MORI. 2020. Dissolved and particulate organic matter dynamics relative to sediment resuspension induced by the tidal cycle in macrotidal estuaries, Kyushu, Japan. *Water.* 12 (9):2561. <https://doi.org/10.3390/w12092561>
- TAMIM, U., R. KHAN, Y. N. JOLLY, K. FATEMA, S. DAS, K. NAHER, M. A. ISLAM, S. M. AZHARUL ISLAM & S. M. HOSSAIN. 2016. Elemental distribution of metals in urban river sediments near an industrial effluent source. *Chemosphere.* 155: 509-518.
- TOMLINSON, D. L., J. G. WILSON, C. R. HARRIS, & D. W. JEFFREY. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helv. Meeresunters.* 33 (1): 566-575.
- TOPALDEMIR, H., B. TAŞ, B. YÜKSEL, & F. USTAOĞLU. 2023. Potentially hazardous elements in sediments and *Ceratophyllum demersum*: an ecotoxicological risk assessment in Miliç Wetland, Samsun, Türkiye. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 30 (10): 26397-26416.
- TUREKIAN, K. & K. WEDEPOHL. 1961. Distribution of the element in some major units of the earth crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72: 175-192.
- VELAZCO, F. 2011. Sedimentos marinos superficiales en la bahía del Callao, Perú. 1997. *Bol. Inst. Mar Peru.* 26 (1-2): 75-82.
- WANG, S., L. ZHANG, M. ZHANG, L. XU, Q. HU, T. YANG, K. TU, M. WU & D. YU. 2022. Enhanced Methylene Blue Adsorption by Cu-BTC Metal-Organic Frameworks with Engineered Particle Size Using Surfactant Modulators. *Water.* 14 (12): 1864 <https://doi.org/10.3390/w14121864>.
- XIAOYU, L., L. LIU, Y. WANG, G. LUO, X. CHEN, X. YANG, B. GAO & X. HE. 2012. Integrated Assessment of Heavy Metal Contamination in Sediments from a Coastal Industrial Basin, NE China. *PLoS ONE.* 7 (6): e39690. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039690>.

- YUAN, X., H. HUANG, G. ZENG, H. LI, J. WANG, C. ZHOU, H. ZHU, X. PEI, Z. LIU & Z. LIU. 2011. Total concentrations and chemical speciation of heavy metals in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 102 (5): 4104-4110.
- ZAPATA, E., M. TOVAR, O. NUSETTI, M. LEMUS & G. SÁNCHEZ. 2014. Tolerancia a la anoxia y defensas antioxidantes en el mejillón verde *Perna viridis* (Linneus, 1758) bajo exposición aguda al cadmio. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42 (3): 514-522.
- ZAR, H. 1974. *Bioestatistical analysis*. Prentice Hall. Biological Sciences Series. Illinois, EEUU.
- ZHUANG, W. & X. GAO. 2014. Assessment of heavy metal impact on sediment quality of the Xiaoqinghe estuary in the coastal Laizhou Bay. Bohai Sea: inconsistency between two commonly used criteria. *Mar. Pollut. Bull.* 83: 352-357.
- ZHU, F., Z. SHI, C. QIN, L. TAO, X. LIU, F. XU, L. ZHANG, Y. SONG, X. LIU, J. ZHANG, B. HAN, P. ZHANG & Y. CHEN. 2012. Therapeutic target database update 2012: a resource for facilitating target-oriented drug discovery. *Nucleic Acids Res.* 40 (D1): 128-136. <https://doi.org/10.1093/nar/gkr797>

Recibido: Septiembre 2025

Aceptado: Diciembre 2025