



IMPACTO DEL COBRE (Cu) Y CADMIO (Cd) EN SEDIMENTO DEL ESTERO FARFÁN, GOLFO DE MONTIJO, PANAMÁ.

¹Omar Tuñón, ²José Carlos Chang, ³Daniel Carneiro, ⁴Orlando Leone, ⁵Italo Goti & ⁶Juan A. Gómez H.

¹Universidad de Panamá, Maestría en Ecología de Zonas Costeras, CRU-Veraguas, Panamá. omartp05@gmail.com

²Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Panamá. josecarloschangv@gmail.com

³Universidad de Panamá, Escuela de Biología, Sede Veraguas, Panamá. dcarneirobio@gmail.com

⁴Universidad de Panamá, Departamento de Química Analítica, Panamá. orlandoleone@gmail.com

⁵Universidad de Panamá., Centro Regional de Azuero, Panamá. italo.goti@up.ac.pa

⁶Universidad de Panamá, Departamento de Biología Marina y Limnología, Panamá juanay05@hotmail.com

RESUMEN

Se cuantificaron los niveles de cobre (Cu) y cadmio (Cd) en los sedimentos del estero Farfán, localizado en el golfo de Montijo, Panamá. Se tomaron muestras de sedimento en seis estaciones, con nucleadores de PVC de 2" de diámetro y se midieron salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH del agua con una sonda multiparamétrica, muestreos mensuales, tres meses de temporada seca y tres lluviosa. La determinación de cobre y el cadmio en las muestras de sedimento fueron digestadas con ácido nítrico y leídas por espectrofotometría de absorción atómica con horno grafito. Se calcularon los índices de acumulación y de riesgo ecológico. El cobre presentó valores entre 5,1 y 151,5 µg/g, y el cadmio varió entre 0,01 y 0,18 µg/g. Se observaron diferencias significativas ($p = 0,0009$) entre las concentraciones de cobre y la temporada de colecta y relación con arena media y pH. La cantidad de cadmio no mostró relación con las variables estudiadas, sitio ni temporada de muestreo. Los valores encontrados fueron inferiores a los reportados para el Pacífico panameño.

PALABRAS CLAVES

Metales traza, contaminación, espectrofotometría de absorción atómica, arena media, Pacífico

COPPER (Cu) AND CADMIUM (Cd) CONCENTRATIONS IN ESTERO FARFÁN SEDIMENT, GOLFO DE MONTIJO, PANAMA.

ABSTRACT

The levels of copper (Cu) and cadmium (Cd) were quantified in the sediments of the Farfán estuary, located in the Gulf of Montijo, Panama. Sediment samples were taken in six stations, with 2" diameter PVC nucleators, and salinity, temperature, dissolved oxygen, and pH of the water were measured with a multiparametric probe, monthly samplings, three months of the dry season, and three of the rainy seasons. The determination of copper and cadmium in the sediment samples were digested with nitric acid and read by atomic absorption spectrophotometry with a graphite furnace. The accumulation and ecological risk indices were calculated. Copper presented values between 5.1 and 151.5 $\mu\text{g} / \text{g}$, and cadmium varied between 0.01 and 0.18 $\mu\text{g} / \text{g}$. Significant differences ($p = 0.0009$) were observed between copper concentrations and the collection season and the relationship with medium sand and pH. The amount of cadmium showed no relationship with the variables studied, site, or sampling season. The values found were lower than those reported for the Panamanian Pacific.

KEY WORDS

Trace metals, pollution, atomic absorption spectrophotometry, medium sand, Pacific.

INTRODUCCIÓN

La zona costera está expuesta permanentemente a efectos estresantes por descargas al medio, de origen natural y artificial, procedentes de la actividad portuaria, agrícola, industrial, pesca y navegación, que contribuyen con aporte de contaminantes. Martínez (2002) señala que la velocidad de los contaminantes que se vierten a dicha zona produce alteraciones en las condiciones naturales de los diferentes ecosistemas marinos; en ese sentido la composición química de estas descargas, se

acumulan en los sedimentos marinos por el aporte de metales traza y dependen del origen de la cuenca hidrográfica, las características geológicas y oceanográficas (Sany *et al.*, 2013). Magesh *et al.* (2013) señalan que los procesos de adsorción de los iones metálicos a los sedimentos están relacionados con la composición granulométrica, la forma del grano, el contenido de materia orgánica y la presencia de carbonatos.

La variabilidad de los metales traza puede vincularse con la magnitud de los aportes de los contaminantes de origen no natural que producen efectos negativos y que afectan la fisiología y supervivencia de los organismos marinos (Vargas-González *et al.*, 2017) y pueden ser peligrosos para la biota acuática y el ser humano, además de desmejorar la calidad hídrica y ambiental (Senior *et al.*, 2015), lo cual provoca daños a las comunidades bénticas, sésiles, por el contacto directo con los sedimentos contaminados (Fuentes *et al.*, 2019), razón por la cual metales esenciales y no esenciales deben ser objeto de estudio, por la importancia que tienen con respecto a su toxicidad, cuando se encuentran en concentraciones elevadas.

Algunos metales traza, como cobre y cadmio, pueden alterar la condición de los sedimentos e incorporarse en organismos filtradores y detritívoros, de interés comercial, (Kiliç, 2020), al alcanzar concentraciones capaces de producir efectos biológicos, por la acción recíproca con la membrana plasmática que al penetrar a la célula altera el metabolismo por el efecto sobre diversas estructuras celulares (Castañé *et al.*, 2003), bioacumularse, al ser ingeridos a través de las branquias y distribuidos a los diferentes órganos como: gónadas, hígado y tejido muscular, por el torrente sanguíneo (Alquezar *et al.*, 2006) y provocar efectos deletéreos en los tejidos, utilizándolos como indicadores de contaminación para evaluar impactos antropogénicos en ambientes marino-costero (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2011).

El estudio de los metales esenciales y no esenciales es importante por su condición cuando sus concentraciones superan los umbrales. En el caso del golfo de Montijo, caracterizado por ser una zona de intensa actividad pesquera, y la extracción de moluscos (Maté, 2005), además de ser un área de desarrollo agrícola con uso de agroquímicos que contienen metales traza (CATIE, 2014), que son vertidos a los cursos

de agua y que descargan en el sistema marino-costero, permite plantear como objetivo de la presente investigación conocer el comportamiento del cobre y cadmio en los sedimentos del estero Farfán.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el estero Farfán, localizado en el extremo oeste del golfo de Montijo, a $7^{\circ} 44' 25''$ N y $81^{\circ} 13' 32''$ O, zona caracterizada geológicamente por ser sedimentaria, principalmente areniscas, lutitas y aluviones, además posee afloramientos volcánicos, con basaltos, diabasa, andesita y piroclastos (Cedeño *et al.*, 2008), fuente natural de cobre, mientras que rocas fosfóricas y fosforitas de depósitos sedimentarios son fuente de cadmio (Castro & Melgar, 2006). El área de estudio posee un importante desarrollo agrícola y pecuario, con cursos de agua que irrigan al sector y producen aportes que descargan en la zona costera, área que, por su conformación geomorfológica protegida, mantiene una hidrodinámica propia de ese sector (Figura 1).

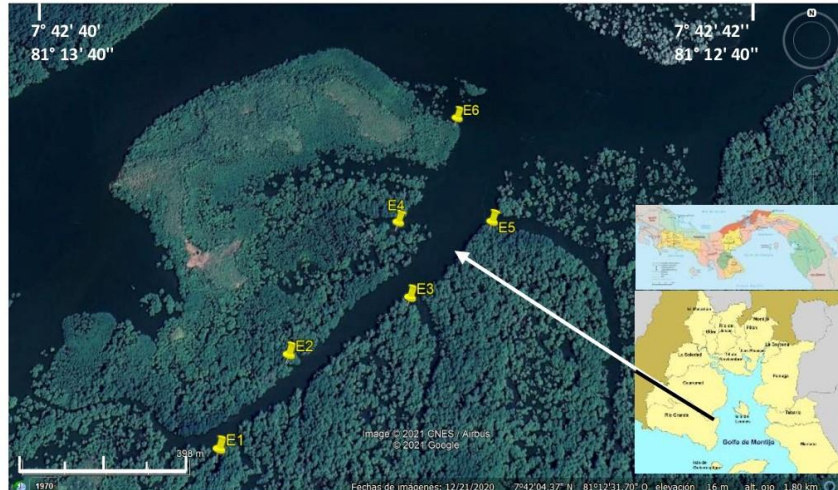


Fig. 1 Localización del Estero Farfán, Golfo de Montijo, Panamá Fuente Google Earth. Imagen TerraMetrics.

Seis estaciones de colecta fueron seleccionadas de acuerdo a las zonas de cultivo de arroz y a las áreas de mayor extracción de moluscos por los moradores de la comunidad aledaña; en estas se tomaron muestras mensuales de sedimento por triplicado, en febrero, marzo y abril (temporada seca) y mayo, junio y julio (lluviosa), mediante nucleador de PVC de 2" de diámetro, el cual se nucleó a una profundidad de 5 y 10 cm. Se determinó *in situ* los siguientes parámetros físico-químicos: salinidad en ups, temperatura en grados Celsius, oxígeno disuelto en mg/L y pH del agua, en cada estación con ayuda de una sonda multiparamétrica YSI, modelo ProQuatro. El análisis granulométrico se realizó con muestras de los puntos de colectas, sometidas a la desecación hasta temperatura constante y tamizadas por la serie de tamices USSM 10, 18, 35, 60, 120, 230 y fondo, que representan, grava, arena muy gruesa, arena gruesa, arena media, arena fina, arena muy fina y limo + arcilla de acuerdo a la metodología de tamizado en seco de Sugio (1973), se realizaron los cálculos gráfico-estadísticos según las ecuaciones de Folk & Ward (1957) con el programa Sysgran (Camargo, 2006).

Las muestras fueron procesadas mediante la metodología de Carmody *et al.* (1973) de modo de garantizar una metodología comparativa de estudios anteriores, deshidratadas en una estufa a 80 °C hasta peso constante. Se tomó un gramo y se sometió a digestión a temperatura ambiente con ácido nítrico concentrado, se le adicionaron 2 ml de peróxido de hidrógeno, se filtraron con papel Whatman N° 42 aforado a 25 ml con agua desionizada traspasadas a viales de 1 ml e incorporadas al auto muestreador. El contenido de metales traza se determinó por espectroscopia de absorción atómica, con atomización electrotérmica (horno grafito) en el Laboratorio de Absorción Atómica de la Universidad de Panamá. En la preparación de los estándares de calibración, se utilizaron patrones concentrados de 1 000 mg/l de la marca Merck (Single Element Standard Certipur for AAS) y se prepararon soluciones madres intermedias de 100 mg/l, 10 mg/l y 1 mg/l. Se tomaron alícuotas de 5 a 100 µg/l de cobre y de 0,5 a 10 µg/l de cadmio para preparar los estándares de lectura en el rango óptimo de concentración de cada elemento y se construyó la curva de calibración mediante un espectrofotómetro de Absorción Atómica Shimadzu 6800 con auto muestreador ASC-6100 con capacidad de 50 viales.

Se determinó la muestra electrotérmicamente en grafito acondicionado en Pd/reductor, y se corrigió la señal no atómica con lámpara de deuterio. Se aplicaron las longitudes de onda para cada metal, 324,7 nm para Cu y 228,8 nm en Cd. Se siguió la metodología establecida por el fabricante del equipo para su optimización y se siguió la metodología analítica del Standard Methods of Examination of Water and Wastewater Ed. 20. La precisión de la curva de calibración obtenida fue igual al 2 % y los límites de detección fueron Cu (1 µg/l), Cd (0,1 µg/l). La exactitud se evaluó mediante una muestra estándar certificada de sedimento de Environmental Resource Associates. Los errores totales fueron menores al 10 %, y los blancos determinados con cada conjunto de muestra, con valores por debajo del 1 % de la muestra. Los datos obtenidos fueron transformados y expresados a µg·g⁻¹ de peso seco (ps).

Se calculó el índice de geoacumulación (I_{geo}) (Müller 1986) para lo cual se tomaron los valores de referencia de fondo para lutita, citados por Turekian & Wedepohl (1961), el índice de carga de contaminación (PLI) (Suresh *et al.*, 2021), en el que se utilizaron los valores de concentración de cobre y cadmio de *Anadara tuberculosa* colectados en la misma zona (Tuñón *et al.*, 2020), el factor de enriquecimiento (EF%) se determinó de acuerdo a la metodología establecida por Jiao *et al.* (2018) por no contar con concentraciones base de aluminio, sílica ni hierro. Para el cálculo del factor de contaminación (C_i^r) de acuerdo a Håkason (1980), se utilizaron los valores de referencia pre-industrial del mismo autor; finalmente, el grado de contaminación (C_d) (Loska *et al.* 1997) y el riesgo potencial ecológico (E_r) (Håkason, 1980), para el cual se usó el factor de respuesta tóxica de ambos metales indicados por Huang *et al.* (2020).

Los resultados se sometieron a análisis no paramétrico debido a que las pruebas de normalidad y homocedasticidad de los datos no mostraron homogeneidad de varianza. Se aplicó el análisis de Kruskal-Wallis y la prueba post test de Dunn para establecer si existe o no diferencias significativas entre las concentraciones de cobre y cadmio y los meses de colecta, entre las concentraciones de los metales y las estaciones de

muestreo. Por otro lado, se realizó la correlación de Spearman para tratar de establecer la posible relación entre los contenidos de cobre y

cadmio y las variables físico-químicas, además la prueba U de Mann-Whitney para determinar si existe diferencias de concentración de metales entre las temporadas seca y lluviosa.

Se aplicó el análisis de conglomerado, de acuerdo al método ligación simple y distancia euclidiana para determinar similitud de concentración de metales entre estaciones (Pielou, 1984). Todos los análisis estadísticos se ejecutaron con el paquete estadístico BioEstat 5.3 (Ayres *et al.*, 2007).

RESULTADOS

La temperatura del agua presentó un promedio de 28,58 ($\pm 0,64$) °C, con un intervalo de 27 a 32 °C, la temperatura máxima se registró en abril y la mínima en mayo. La salinidad promedio fue de 19,58 ($\pm 7,69$) ups, el máximo valor en abril (29,6 ups) y el mínimo en julio (11,5 ups); mientras que el pH varió de 6,7 en febrero a 7,2 en julio con promedio 7,04 ($\pm 0,14$). El oxígeno disuelto mostró promedio de 5,24 ($\pm 0,95$) mg/L, con variación entre 6,13 mg/L en julio y más bajo en marzo (4,12 mg/L).

La granulometría se caracterizó por ser arena media ($M_z = 1,28 \pm 0,2455 \phi$), durante todo el período de muestreo, pobremente seleccionada ($\sigma_i = 1,34 \pm 0,1201$), y asimetría negativa ($Sk_i = -0,6225 \pm 0,1140$). En la temporada seca la mediana promedio fue de 1,40 ϕ y el coeficiente de asimetría -1,23, mientras que en la lluviosa la mediana resultó ser 1,27 ϕ y el coeficiente de asimetría -0,70 (Figura 2).

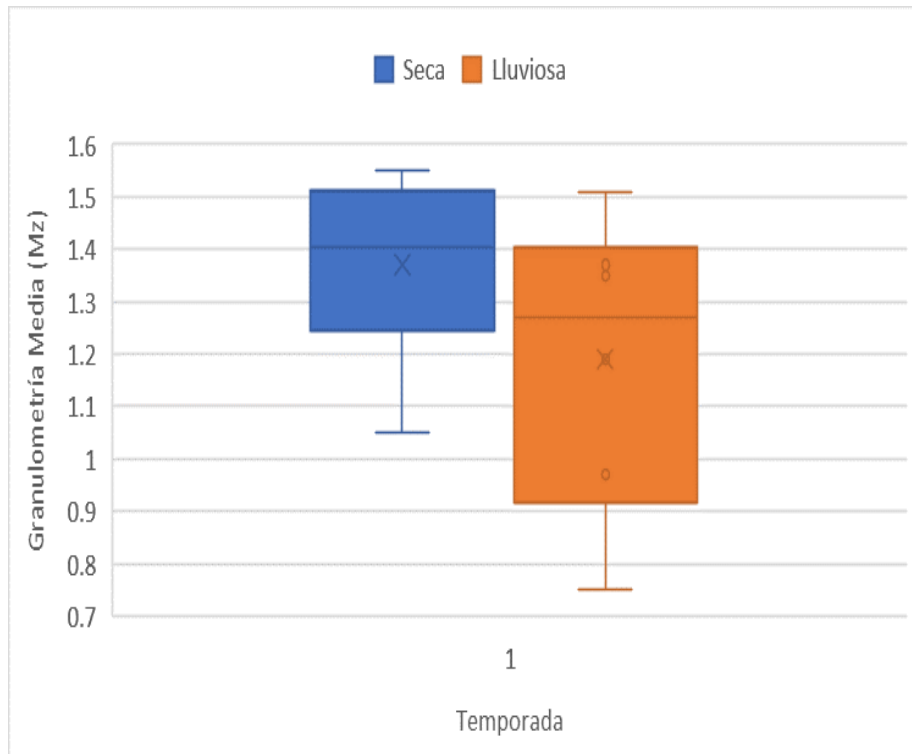


Fig. 2 Granulometría media (Mz) de temporada seca y lluviosa, Estero Farfán, Golfo de Montijo, Panamá.

El cobre presentó valores entre 5,1 y 151,5 $\mu\text{g/g}$, ambas en el mes de mayo, mientras que el cadmio varió entre 0,01 $\mu\text{g/g}$ en julio y 0,18 $\mu\text{g/g}$ en marzo (Figura 3).

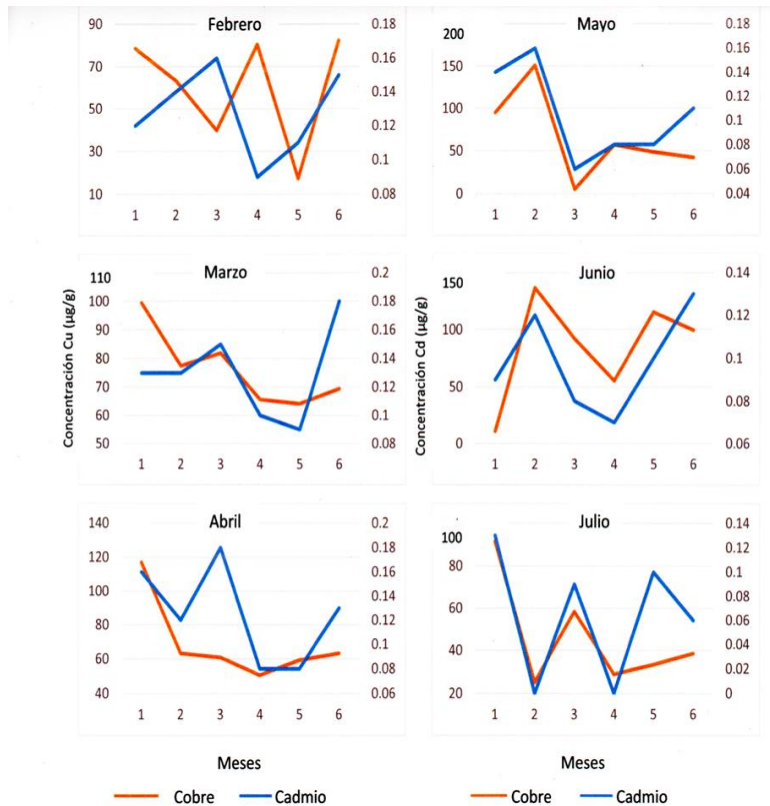


Fig. 3 Concentración mensual de cobre y cadmio en las estaciones de colecta, Estero Farfán, Golfo de Montijo, Panamá.

No se encontró relación estadística con ninguna variable físico-química, pero se observó relación del cobre directamente con la arena media (partículas de 0,25 mm de diámetro), fracción granulométrica predominante ($r^2 = 0,8771$, $p < 0,0001$) y leve con el pH ($r^2 = 0,5883$, $p = 0,0014$); el cadmio no presentó relación con ninguna variable.

La concentración de cobre mostró diferencia estadística altamente significativa con respecto a los meses de colecta ($H = 20,8142$ $p = 0,0009$), sin embargo, el cadmio no presentó diferencia entre ninguno de los meses ($H = 10,9447$ $p = 0,0525$).

Con respecto a las estaciones de colecta el cobre no mostró diferencias significativas ($H = 5,9773$ $p = 0,30$), mientras que el cadmio si

($H = 11,0718$ $p < 0,05$) que de acuerdo a la prueba de Dunn se produjo entre la estación 3 y 4 ($p = 0,0035$) y entre la 3 y la 5 ($p = 0,0185$). No obstante, el análisis de conglomerado, mostró que el cobre presentó diferencias de la estación 1 con respecto a las demás, y el cadmio en la estación 2 con relación a las otras estaciones (Figura 4).

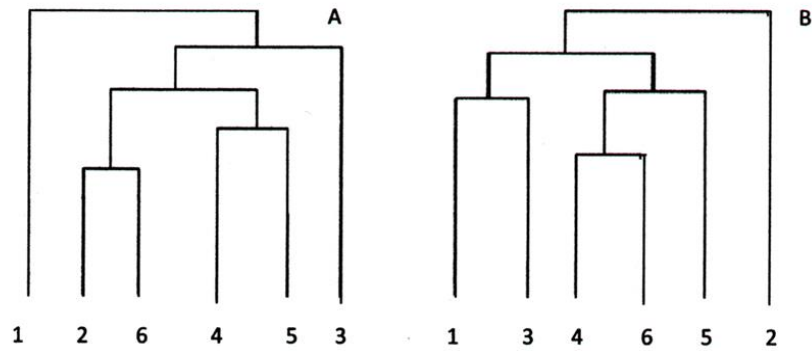


Fig. 4 Similaridad de concentración de Cobre (A) y Cadmio (B) por Estaciones, Estero Farfán, Golfo de Montijo, Panamá

La concentración de los metales del sedimento entre temporada seca y lluviosa, no presentó diferencias en el caso del cobre ($U = 156$, $p = 0,8494$) ni en cadmio ($U = 109$, $p = 0,0936$).

El índice de geoacumulación para cobre varió entre 0,11 lo que indica muestra no contaminada a 3,37, catalogada como muestra muy contaminada, mientras que el cadmio osciló entre 0,03 a 0,60 que representa muestras no contaminadas. El índice de carga de contaminación para ambos metales indicó valores muy bajos, 0,00054 para cobre y 0,02256 para cadmio. El factor de enriquecimiento fue de 22,63 % en cobre y 41,54 % en cadmio, el factor de contaminación, 2,75 en cobre, contaminación moderada y 0,09 en cadmio, que indica

contaminación baja. El índice grado de contaminación para ambos metales, 2,83 resultó ser bajo, igual que el riesgo potencial ecológico, cuyo valor obtenido fue de 16,38.

DISCUSIÓN

Los valores de cobre en el presente estudio coinciden dentro del ámbito de los reportados por Sadiq (1992) en sedimentos prístinos a nivel global, de 10 $\mu\text{g/g}$, en Bahía Damas, isla de Coiba, Panamá, Araúz *et al.*, (2013) reportan valores de 48,7 $\mu\text{g/g}$. y Gómez *et al.* (2006), en la estación del mercado público, Bahía de Panamá de 129 $\mu\text{g/g}$ y difieren de los reportados por Villarreal-Núñez *et al.* (2018), 155,5 $\mu\text{g/g}$, en la cuenca baja del río La Villa.

Niveles de cobre obtenidos en el estero Farfán pueden estar relacionados con las prácticas agrícolas propias de la región, con desarrollo de 11 265 ha de granos, tubérculos (MIDA, 2019). En Azuero, Villarreal-Núñez *et al.* (2018) encontraron elevadas concentraciones de Cu, atribuido al uso de fungicidas, producto de la gran actividad agrícola de la zona. En el caso particular del cobre y cadmio, la distribución de estos metales, de procedencia de actividades antrópicas producen acumulación de estos metales en el sedimento marino (Calderón & Valdés, 2012)

La característica geológica de la zona puede ser un factor del origen de los metales, a pesar que las rocas cúplicas son asociadas a eventos hidrotermales, es característico observar areniscas en yacimientos sedimentarios, basaltos y andesita, en yacimientos ígneos, ricos en cobre (Tourtelot & Vine, 1976), mientras que la presencia de fosforitas en depósitos sedimentarios son fuente de cadmio (Cantera *et al.*, 2008); en ese sentido, Abrameto *et al.* (2014) indican que la fuente de las concentraciones de cobre puede provenir de la composición propia del sedimento, sujeto a procesos físicos y químicos. Carro *et al.* (2005) indican que este metal posee una alta movilidad geoquímica, partículas en suspensión pueden ser fuente de adsorción de los metales, las cuales ingresan a la matriz sedimentaria de las zonas estuarinas (Márquez *et al.* 2000), Martínez & Senior (2001) indican que el cobre puede precipitar a partir de partículas coloidales que flocculan hacia el sustrato cuando se da el proceso de incorporación de la cuña marina hacia los reservorios de agua dulce.

En la matriz, arena media (fracción granulométrica predominante), el proceso de adsorción del cobre demuestra una afinidad altamente significativa, , con un comportamiento similar al indicado por Zafra *et*

al. (2007), sin embargo, este mismo autor señala que el cadmio muestra valores superiores en sedimento limo-arcilloso; Malla *et al.* (2007) señalan que hay mayor concentración de este metal en suelos arenosos, por otro lado, Lakhan *et al.* (2003) sugiere lo contrario, que hay mayor concentración de este metal en sedimentos finos.

Con relación a la granulometría, el diámetro de la partícula sedimentaria de los sustratos litorales guarda relación con el contenido de metales, debido a la alta relación superficie-volumen que aumenta la adsorción iónica de los granos finos (Rubio *et al.* 2000), además del efecto de la materia orgánica que facilita la movilidad de los metales (Marchand *et al.* 2011), la cual muestra una correlación directa con la granulometría fina (Pedrín Avilés *et al.* 2012), que se acumula en zonas de baja energía hidrodinámica (Fuentes, 2008).

La relación entre la concentración de cobre y el pH, se explica por la solubilidad de los metales en sedimento con tendencia ácida, González *et al.* (2009), señalan que estos pueden ser precipitados y retenidos. Cuizano *et al.* (2010) señalan la importancia de la molécula de agua para la estructuración de complejos con número de ligandos relacionados a cationes metálicos que dependen del potencial de hidrogeniones, estos finalmente se decantan hacia la matriz sedimentaria. García-Tomillo *et al.* (2019), en estudios de parcelas experimentales, indican aumento de la concentración de metales en relación a este potencial; sin embargo, Villarreal-Núñez *et al.* (2018) no encontraron correlación de estos metales y el pH, en sedimentos de la zona de incidencia marino costera del río La Villa, tanto en temporada seca como en lluviosa, al igual que el cadmio que mostró comportamiento parecido en el presente estudio.

El cadmio presenta valores menores a los obtenidos por Gómez *et al.* (2006), quienes informaron un contenido máximo de 0,58 $\mu\text{g/g}$ para las estaciones de la Rampa y Matasnillo, Bahía de Panamá; Araúz *et al.* (2013) en bahía Damas, isla Coiba, con intervalo entre 1,84 a 3,53 $\mu\text{g/g}$ y Villarreal Núñez (2018) con valor máximo de 0,81 $\mu\text{g/g}$ en la cuenca baja del río La Villa, la presencia de este metal puede estar relacionado a aguas de descargas, así como, al uso de fertilizantes en la agricultura. Baggio & Horne (2008) indican que el cadmio, entre otros metales, proviene del uso de agroquímicos producto de la agricultura,

y genera residuos metalorgánicos en el sedimento costero. Niveles elevados de este metal, puede bioacumularse, biomagnificarse y producir toxicidad, por no ser un metal esencial (Márquez *et al.*, 2012).

Este metal muestra diferencias significativas entre estaciones de colecta, Carro *et al.* (2005), señalan que la concentración de metales disminuye hacia las zonas internas de los estuarios, donde las fracciones que se adhieren a las partículas de sedimento están vinculadas a oxihidróxidos de manganeso, carbonato y sulfuros metálicos (Martínez & Senior, 2001)

Las concentraciones elevadas de ambos metales, en el mes de mayo, puede relacionarse con los aportes de los tributarios que descargan en las estaciones 3 y 4 en la temporada lluviosa, que induce a cambios en la estructura granulométrica y mineralógica del sedimento marino, Martínez Cedrún *et al.* (2013) indican que la presencia de arenas con alto contenido de cuarzo y pobre en carbonato, son propias de los aportes fluviales a los estuarios. En ese sentido se explica la variación de la concentración de estos metales en la temporada lluviosa en las estaciones antes mencionadas.

Aunque con los análisis estadísticos muestra diferencias de concentración de concentración variable de cobre entre los meses, el cadmio no lo hace. El análisis de conglomerado presenta la separación de la estación 1 para cobre y 2 para cadmio con respecto a las demás, lo cual podría ser explicado por la ubicación de estas dos estaciones en la parte interna del estero, que recibe aporte fluvial importante, la cual puede estar relacionada al cambio de la estructura granulométrica del sedimento por la variación de la temporada lluviosa en el período de estudio. Procesos como la escorrentía, el flujo de tributarios, transporte y la influencia antropogénica son factores que intervienen en los aportes de metales a los sedimentos costeros, a partir de la adsorción por parte de las partículas más finas, la cual aumenta durante los períodos de temporada lluviosa (Buccolieri *et al.*, 2006; Oribhabor & Ogbeibu, 2009).

Dadas las características de bioacumulación, frecuencia y persistencia del cobre metales en el sedimento marino y su inestabilidad, estas fracciones resultan ser potencialmente de alta toxicidad debido a los cambios en el ambiente (García-Rico *et al.* 2004). El nivel de contaminantes metálicos en los sedimentos superficiales de estuarios

está asociado con la disminución de las poblaciones de organismos marinos de interés comercial. Otro tipo de contaminantes como las pinturas utilizadas en las embarcaciones contienen compuestos antiincrustantes con alto contenido de cobre, cadmio y estaño los cuales provocan contaminación y efectos adversos en el ecosistema marino que al dispersarse en una amplia zona afecta la fracción sedimentaria (Castillo *et al.* 2005).

Estas fracciones y su distribución espacial de los metales depende de la capacidad de adsorción de los sedimentos, lo que ocasiona zonas más contaminadas, sin embargo, no se espera encontrar reparto espacial marcado en los sedimentos estuarinos (García-Céspedes *et al.* 2004). Espinosa *et al.* (2011) indican que la capacidad de desplazamiento y biodisponibilidad de los metales pueden generar modificaciones en la matriz sedimentaria y su relación con las condiciones físico-químicas del medio.

Páez Osuna (2005) señala que la distribución de los iones metálicos depende de la matriz ambiental la cual se adhiere el metal, además de la granulometría, la fuente de procedencia y de las actividades humanas, razones que en el presente estudio no registra un comportamiento de gradiente regular en el sedimento, ni con los parámetros ambientales.

El índice de geoacumulación en cobre es superior al obtenido en Coiba que varía de -0,7 a -0,47, mientras que en el cadmio son inferiores y oscilan entre 2,48 y 3,42 (Araúz *et al.*, 2013). Ruíz (2001) en la costa española obtiene valores entre 0 y 2,4 en cobre, valores dentro del ámbito de los obtenidos en la presente investigación, ambos estudios anteriores utilizan el mismo valor de referencia de fondo en la ecuación correspondiente. A pesar de la crítica hecha por Kowalska *et al.* (2018), al respecto de la variedad de valores de referencia de fondo

usados en la literatura, los utilizados aquí coinciden con los anteriores autores con la finalidad de facilitar la comparación.

El índice de carga de contaminación es inferior al obtenido por Priju & Narayana (2004) en lagunas costeras de India, con valores entre 2,2 y

3,7 debido a la cercanía de las fuentes de contaminación, y del reportado por Suresh *et al.* (2011), promedio de 4,03, en sedimento de río, también en India y en Bangladesh, varía de 1,7 a 7,0 (Islam *et al.*, 2015).

El factor de enriquecimiento propuesto por Jiao (2018), presenta valores dentro del ámbito de variación para ríos de China para cobre entre 5,91 y 93,9 % y de 1,19 a 97,6 % en cadmio.

El factor de contaminación es inferior para cobre, 0,5 a 1,5 y cadmio, 0,3 a 4,5 en Pakistán, en la zona continental (Raj *et al.*, 2008) y en Malasia, 0,5 a 1,5 en cobre y 0,3 a 4,5 en cadmio (Elias *et al.*, 2014), sin embargo, es superior que el reportado en cobre 0,054 a 0,315 y en el límite inferior para cadmio, 0,083 a 3,0 en India (Telave *et al.*, 2020)

El grado de contaminación fue inferior al reportado por Elías *et al.* (2014) en Malasia, que indica valores entre 7,5 y 43,2.

El riesgo potencial ecológico es inferior al reportado por Huang *et al.* (2020) en China, quienes indican valores entre 422 y 4854, pero se debe tomar en cuenta que en dicho estudio se calculó con ocho metales. Mientras que Wu *et al.* (2014), también en China, reportan valores entre 40 y 320 solo para los metales utilizados en la presente investigación.

CONCLUSIONES

Los valores de cobre encontrados están dentro del ámbito de los reportados para el Pacífico panameño. No se observa relación estadística de este metal con ninguna variable físico-química, a excepción del pH, pero sí con la arena media. Con respecto a la distribución temporal y espacial se observa diferencias entre meses, pero no entre estaciones de colecta.

El cadmio muestra concentraciones inferiores a los valores reportados en áreas aledañas y no guarda relación con ninguna variable físico-química, ni con la granulometría, además, no presenta diferencias entre meses, pero sí entre las estaciones.

Con relación a las temporadas seca y lluviosa, no se observa diferencias de ninguno de los metales.

La aplicación de los índices calculados muestra posible acumulación de cobre en algunas épocas del año en la zona de estudio, sin embargo, no son de alto riesgo ecológico.

REFERENCIAS

- Abrameto, M., T. Gibelli; B. Aldalur, M.I. & Gil. B. 2014. Geoquímica de sedimentos de agua dulce: Análisis multivariado e índices geoquímicos. En Marcovecchio, J.E., Botté, S.E. y Freije, R.H. (eds.). Procesos geoquímicos de la superficie en América Latina. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, 17-34 p.
- Alquezar, R., Markich, S.J. & Booth, D.J. 2006. Metal accumulation in the smooth toadfish, *Tetractenos glaber*, in estuaries around Sydney, Australia. *Env. Pollut.* 142: 123-131.
- Araúz, D., García, A.L. & Rodríguez, F. 2013. Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales x2007. *Aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Bio-Médicas*. Instituto de Desenvolvimento Sustentavel Mamiraguá, Brasil. 364 p.
- Baggio, H. & Horne, H.A. 2008 Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em sedimento de corrente no rio do formoso, município de Buritizeiro – MG. *GEONOMOS* 16(2): 91-98
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell'Atti, A., Di Leo, A. & Maci, A. 2006. Heavy metals in marine sediments of Tranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Mar. Chem.* 99:227-235.
- Calderón, C. & Valdés, J. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos en la bahía de San Jorge, Antofagasta, Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 47(1):1 21-133.
- Camargo, M.G. 2006. SYSGRAN: Um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Rev. Bras. Geol.* 363(2):371-378.

Cantera, V., Mateus, E., Muñoz, F., Montoya, C., Herrera, J. & Loy, J. 2008 Selección de la mejor alternativa para la industrialización de la roca fosfórica en el Departamento de Huila. Contrato de Consultaría No. 1364. Zeolitas AFL Ltd, 136 pp.

Carmody, O.J., Pearce, B. & Yasso, J. 1973. Trace metals in sediments of New York Bight. *Mar. Poll. Bull.*, 4: 132-135.

Carro, B., Borrego, J., López-González, N. & Lozano-Soria, O. 2005. Fraccionamiento de Fe y metales pesados en la materia en suspensión de la Ría de Huelva (SO de España). *Geogaceta*, 38: 155-158.

Castañé, P.M., Topalián, M.L., Cordero, R.R. & Salibián, A. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados em medio acuático como determinante de su toxicidad. *Rev. Toxicol.*, 20: 13-18.

Castillo I., Acosta, V., Martínez, G. & Núñez, M. 2005. Niveles de metales pesados en gónadas y músculo aductor del mejillón marrón *Perna perna*, cultivado en la Ensenada Turpialito, Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Rev. Zootecnia Trop.* 23(2): 141-154.

Castro, L.N. & Melgar, R. 2018. Rocas fosfóricas. En Nielson, H. & Sarudianski, R. (eds.) *Minerales para la agricultura en latinoamérica*. Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires. Proyecto CYTED XIII-2, 1-29.

CATIE. 2014. Valoración económica de los manglares de David y el humedal golfo de Montijo. Informe Técnico, MarViva, 162 p.

Cedeño, V., Franco, A., Ortega, A. & Toral, J. 2008. Presentación del Atlas Nacional de Panamá. *Rev. Geogr.* 143:211-216.

Cuizano, N.A., Reyes, U.F., Domínguez, S., Llanos, B.P. & Navarro, A. 2010. Relevancia del pH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Rev. Soc. Quim. Perú*, 76(2): 123-130.

Elías, M.D.S, Hamzah, M.S., Ab Rahman, S., Salim, N.A.A., Siong, W.B., Sanuri, E. 2014. Ecological risk assessment of heavy metal in

surface sediment collected from Tuanku Abdul Rahman National Park, Sabah. *AIP Conference Proceedings* 1584(1):196–206

Espinosa, L. F., Parra, J.P. & Villamil, C. 2011. Determinación del

contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40(1): 7-23.

Folk, R.L. & Ward, W.C. 1957. A Study in the significance of grain-size parameters. *J. Sed. Petrol.*, 27: 3-26.

Fuentes, M.V. 2008. Metales pesados Cu, Cr, Ni, Zn, Pb y Cd en los sedimentos del muelle pesquero de Güira, Estado Sucre, Venezuela. *Tecnociencia*, 10(2): 61-79.

Fuentes, M.V., Sanguinetti-Gamboa, O.A. & Rojas de Astudillo, L.L. 2019. Evaluación del riesgo ambiental de metales pesados en los sedimentos superficiales del saco del Golfo de Cariaco. *Rev. Int. Contam. Amb.*, 35(1): 101-114.

García-Céspedes, J., Acuña González, J. & Vargas Zamora, J.A. 2004. Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 52(Suppl. 2): 51 – 60.

García-Rico, L., Soto-Cruz, M.S., Jara-Marini, M.E. & Gómez-Álvarez, A. 2004. Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora, México. *Rev. Int. Contam. Amb.*, 20(4): 159-167.

García-Tomillo, A., Dafonte, J., Paz-González, A. & Paz, J. 2019. Niveles de Cd, Cr, Ni y Pb extraídos mediante Mehlich-3 y DTPA en un suelo agrícola sobre sedimentos cuaternarios. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe: Revista de xeoloxía galega e do hercínico peninsular*, 41: 47– 58.

González S.E., Retamal, M., Medina, V., & Ahumada, R. 2009. Enriquecimiento, disponibilidad y contaminación por metales traza (Cd, Cu, Pb y Zn) en sedimentos de lagunas urbanas de Concepción-Chile. *Quim. Nova*, 32(4): 902-907.

Gómez, J. A., Fuentes, M.V., Leone, O. & Vega, C.A. 2006. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la Bahía de Panamá. *Tecnociencia*, 8(1): 113-132.

Håkanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975-1001.

Huang, Z., Liu, C., Zhao, X., Dong, J. & Zheng, B. 2020. Risk

assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang river in south China. *Environ. Sci. Eur.* 32:1-9. <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-020-00305-w>

Islam, S., Ahmed, K. Raknuzzaman, M., Al Mamun, H. & Islam, K. 2015. Heavy metal pollution in surfage water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecol. Ind.* 48: 282-291.

Jiao, Z., Li, H., Song, M. & Wang, L. 2018. Ecological risk assessment of heavy metals in water and sediment of the Pearl River estuary, China. *Mater. Sci. Eng.*, 394: 1-13.

Kiliç, E. 2020. Infaunal community responses to the gradient of heavy-metals in Langstone Harbour, U.K. *Turkish J. Wat. Sci.* , 4(2):193-227.

Kowalska, J.B., Mazurek, R., Gasiorek, M. & Zaleski, T. 2018. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination – A review. *Environ. Geochem. Health*, 40(6): 2395–2420.

Lakhan, V.C., Cabana, K. & LaValle, P.D. 2003. Relationship between grain size and heavy metals in sediments from beaches along the coast of Guyana. *J. Coast. Res.*, 19(3):600-608

Magesh, N.S., Chandrasekar, N, Krishna Kumar, S. & Glory, M. 2013. Trace element contamination in the estuarine sediments along Tuticorin coast – Gulf of Mannar, southeast coast of India. *Mar. Poll. Bull.*, 79: 355-361.

Malla, R., Tanaka, Y, Mori, K. & Totawat, K.L. 2007. Effect of short-term sewage irrigation on chemical build up in soils and vegetables. *Agric. Eng. Int. CIGR E-J.*, 9(7): 1-6.

Marchand, C., Allenbach, M. & Lallier-Verges, E. 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160:4 44-456.

Márquez, A., Senior, W. & Martínez, G. 2000. Concentraciones y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela. *Interciencia*, 25(6): 284-291.

Márquez A., García, O. Senior, W., Martínez, G. & González, A. 2012. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales del Orinoco Medio, Venezuela. *CIENCIA*, 20(1): 60-73.

Márquez, A. 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. *Foro Iberoam. Rec. Mar. Acui.* 7: 253-265.

Martínez, G & Senior, W. 2001. Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu, Cr) en el material en suspensión de la pluma del Río Manzanares, Venezuela. *Interciencia*, 26(2): 53-61.

Martínez, G., Rodríguez, L. & Senior, W. 2002. Especiación de (Cd, Zn, Cr, y Pb) en núcleos de sedimentos de la Bahía de Bergantín, Edo. Anzoátegui, Venezuela. *Interciencia*, 27(4): 173-179.

Martínez Cedrún, P. Fernández Maroto, G.F. & Flor Blanco, G. 2013. Granulometría y composición mineralógica de los sedimentos arenosos de los sistemas de playa/dunas de la costa de Cantabria (NO de España). *Geotemas* 14: 95-98.

Maté, J.L. 2005. Análisis de la situación de la pesca en los golfos de Chiriquí y de Montijo. The Nature Conservancy, STRI, 68 p.

MIDA. 2019. Resumen según grupos cultivos con diferentes tecnologías de producción. Año agrícola 2018- 2019.

<https://mida.gob.pa/wp-content/uploads/2020/05/Cierre-Agr%C3%ADcola-2018-2019-2.pdf?csrt=6419987190275554775>

Müller, V.G. 1986. Schadstoffe in Sedimenten – Sedimente als Schadstoffe. *Mitt. österr. geol. Ges.*, 79: 107-126.

Oribhabor, B.J. & Ogbeibu, A.E. 2009. Concentration of heavy metals in a Niger delta mangrove creek, Nigeria. *Global J. Environ. Sci.* 8(2):1-10.

Páez Osuna. 2005. *Fuentes de metales en la zona costera marina*. En Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (eds.) Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental. 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología, 329-342.

Paez-Osuna, F., & Osuna-Martinez, C. 2011. Biomonitoring of coastal pollution with reference to the situation in the Mexican coasts: a review on the utilization of organisms. *Hidrobiológica*, 21(3), 229-238.

Pedrin-Aviles, S., Lopez-Martinez, J. & Garcia-Hinostro, P. 2012. *Granulometría y materia orgánica de áreas pesqueras rastreables y no rastreables en la costa central de Sonora, México*.

En Martínez, J.L. & Bojórquez, E.M. (eds.) Efecto de la pesca de arrastre en el Golfo de California, SAGARPA/CONACYT, México. 261-281.

Pielou, E.C. 1984. The interpretation of ecological data. John Wiley & Sons. 263 p.

Priju, C.P. & Narayana, A.C. 2004. Spatial and temporal variability of trace element concentrations in a tropical lagoon, southwest coast of India: Environmental implications. *J. Coast. Res.*, 39: 1053-1057.

Raj, S.M., & Jayaprakash, M. 2008. Distribution and enrichment of trace metals in marine sediments of Bay of Bengal, off Ennore, south-east coast of India. *Environ. Geol.* 56: 207-217.

Rubio B., Nombela, M.A. & Villas, F. 2000. La contaminación por metales pesados en las Rías Baixas gallegas; nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO de España). *Journal of Iberian Geology*, 26: 121-149.

Ruíz, F. 2001. Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish coast. *Mar. Poll. Bull.* 42(6): 482-490

Sadiq, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker. INC. New York. USA. 389 pp.

Sany, S.B.T., Salleh, A., Rezayi, M., Saadati, N., Narimay, L., & Tehrani, G.M. 2013. Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Water Air Soil Pollut.*, 224(1476): 2-18.

Senior, W., Valarezo, C., Sánchez, O., Jácome, N.C., Tobar-Ordóñez, J.A., Collaguazo-Yaguachi, A.F., Hernández, D., Rodríguez, G., Benítez, A., Fermín, I., De La Cruz, R. & Márquez, A. 2015. Evaluación de la distribución del contenido total de biodisponibles de los metales pesados, Cu, Cd, Pb, Hh en sedimentos superficiales del *Tecnociencia*, Vol. 24, N°1

estero de Santa Rosa, Provincia de El Oro, Ecuador. VII Foro iberoamericano de los recursos marinos y la acuicultura. 18 al 21 de noviembre de 2014, Machala, Ecuador. 253-266

Suguio, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Editora Blucher/ Ed. Universidade de São Paulo. 317 pp.

Suresh, G., Ramasmy, V., Meenakshisundaram, V. Venkatachalapathy, R. Ponnusamy, V. 2011. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. *Applied Radiation and Isotopes*. 69:1466-1474.

Telave, A.B., Chandankar, S.R., Jagtap, A.S. & Pawar, G.P. 2020. Assessment of bioaccumulation potential of mangroves along the coast of Maharashtra, India using statistical indices. *Indian J. Geo Mar. Sci.* 49(8): 1372-1378.

Tourtelot, E.B. & Vine, J.D. 1976. Copper deposits in sedimentary and volcanogenic rocks. *Geology and resources of copper*. Geological Survey Professional Paper. 36 pp.

Tuñón-Pineda, O. Chang, J.C., del Cid, A., Goti, I. & Gómez, J.A. 2020. Concentración de metales pesados (Cu 7 Cd), en tejido gonadal de *A. tuberculosa* en el estero Farfán, Golfo de Montijo. *Tecnociencia*, 22(2): 227-243.

Turekian, K.K. & Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Amer. Bull.* 72: 175-192.

Vargas-González, H. H., Arreola-Lizárraga, J.A., García-Hernández, J., García-Hernández, R.A., Zenteno-Savín, T. & Méndez-Rodríguez, L.C. 2017. Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Rev. Int. Cont. Amb.*, 33: 7-22.

Villarreal-Núñez, J.E., Santo-Pineda, A., Villalaz-Pérez, J.A., Ballesteros, N. & Ramos-Zachrisson, I.A. 2018. Metales pesados en suelos y sedimentos en la cuenca del río La Villa-Panamá. *Ciencia Agropecuaria*, 9: 41-65.

Wu, Q., Tam, N.F.Y., Leung, J.Y.S., Zhou, X., Fu, J., Yao, B., Huang, X. & Xia, L. 2014. Ecological risk and pollution history of heavy metals

in Nansha mangrove, south China. *Ecotox. Envi. Safty*, 104: 143-151.

Zafra, C.A., Temprano, J. & Tejero, J.I. 2007. Contaminación por escorrentía superficial urbana: metales pesados acumulados sobre la superficie de una vía. *Ingeniería e Investigación*, 27(1): 4-10.

Zafra, C.A., Temprano J. & Tejero, J.I. 2011. Concentración y distribución de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd y Cr) en sedimentos viarios urbanos. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 58: 53-62.

Recibido 26 de mayo 2021 y aceptado 20 septiembre 2021
Editor Responsable: Dr. Eduardo Camacho