



METALES TRAZAS (CU, CD, PB) EN AGUA, SEDIMENTO Y TEJIDO BLANDO DE *LEUKOMA ASPERIMMA* (LAMELLIBRANCHIA: VENERIDAE), EN LA PLAYA BIQUE, PACIFICO DE PANAMÁ.

Juan Antonio Gómez H

Universidad de Panamá, Panamá. juanay05@hotmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-9320-1674>

Orlando Leone

Universidad de Panamá, Panamá. orlandoleone@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-5106-1167>

Janzel Villalaz

Universidad de Panamá, Panamá. janzelvillalaz@yahoo.com
<https://orcid.org/0000-0001-8914-3216>

Italo Goti

Universidad de Panamá, Centro Regional de Azuero, Panamá. italo.goti@up.ac.pa
<https://orcid.org/0000-0001-5702-5389>

DOI <https://doi.org/10.48204/j.tecno.v25n2.a4074>

Fecha de recepción: 29 de marzo de 2023

Fecha de aceptación: 24 de mayo de 2023

RESUMEN

Se colectaron muestras de agua, sedimento y tejido blando de *Leukoma asperrima*, en tres estaciones perpendiculares a la línea de agua, en playa Bique, Panamá, para determinar la concentración de metales traza cobre (Cu), cadmio (Cd) y plomo (Pb), en marea baja de sicigia entre diciembre y junio de 2021. Los parámetros fisicoquímicos se determinaron con una sonda multiparamétrica, las muestras de las tres matrices fueron colectadas y preservadas hasta su tratamiento. Se observó mayor concentración de cobre y cadmio en agua, plomo en sedimento y cobre en el tejido blando. El cobre presentó valores más altos en agua en temporada seca, mientras que en sedimento y tejido blando predominó en la lluviosa, el cadmio mostró valores más

elevados en temporada lluviosa en las tres matrices, mientras que la concentración de plomo fue mayor en agua y sedimento en la temporada lluviosa y en el tejido blando, durante la seca. Los valores encontrados de los tres metales trazan en tejido de *L. asperrima* no superan los límites permisibles para consumo humano según las normas internacionales.

PALABRAS CLAVES

Molusco bivalvo, concentración, contaminación, iones metálicos, Pacífico de Panamá

TRACE METALS (CU, CD, PB) IN WATER, SEDIMENT AND SOFT TISSUE OF LEUKOMA ASPERIMMA (LAMELLIBRANCHIA: VENERIDAE), AT BIQUE BEACH, PANAMA PACIFIC.

ABSTRACT

Samples of water, sediment, and soft tissue of *Leukoma asperrima* were collected at three stations perpendicular to the water line at Bique Beach, Panama, to determine the concentration of trace metals copper (Cu), cadmium (Cd), and lead (Pb), at the low tide of syzygy between December and June 2021. The physical-chemical parameters were determined with a multiparametric probe, and the samples of the three matrices were collected and preserved until their treatment. Higher concentrations of copper and cadmium in water, lead in sediment, and copper in soft tissue was observed. Copper presented higher values in water in the dry season, while in sediment and soft tissue, it predominated in the rainy season, cadmium showed higher values in the rainy season in the three matrices, while lead concentration was higher in water and sediment. in the rainy season and the soft tissue, during the dry season. The values found for the three trace metals in *L. asperrima* tissue do not exceed the permissible limits for human consumption according to international standards.

KEY WORDS

Bivalve mollusks, concentration, pollution, metal ions, Panama Pacific.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, se ha observado que la contaminación se ha acentuado como consecuencia de las actividades humanas; en ecosistemas acuáticos se ha determinado la presencia de innúmeros sustancias químicas (Neff, 2002), específicamente, 65 elementos traza en invertebrados marinos (Eisler, 2010), que provienen de agroquímicos

como pesticidas, y fungicidas, principalmente (Bellas et al 2023), cuya toxicidad depende de las concentraciones debido a factores biológicos, como edad, proximidad a la fuente, variaciones de los parámetros físico-químicos y la interacción con otras sustancias (Hernández-Almaraz et al., 2018), entre estas, sustancias nocivas que llegan al ecosistema acuático de fuentes hídricas procedentes de residuos industriales, agrícolas o domésticos en los que se encuentran metales traza que no pueden ser descompuestos y al depositarse en el sedimento no sufren cambio alguno (Codina y Pérez, 2001), a pesar de que en niveles bajos son aceptados como constituyentes naturales de los organismos, además de encontrarse de manera natural en la corteza continental (Mataba et al., 2016).

Numerosos estudios han abordado este problema y existe unidad de criterio en la comunidad científica respecto al carácter tóxico de los mismos para los seres vivos y sus efectos negativos en el ambiente acuático (González y Moreno, 2004).

Los impactos resultantes sobre los humanos son diversos y complejos, al constituir compuestos biotóxicos que alteran y modifican las estructuras que dificultan reacciones fisiológicas (Mahurpawar, 2015), debido a que las sales solubles en el agua acompañadas de estos metales los hace tóxicos, por la interacción de estas con variaciones de la temperatura, en altas concentraciones (Hernández-Almaraz et al., 2018) y acumulables en los organismos que los absorben y a su vez son fuente de contaminación en la red trófica, que al ser ingeridos pueden producir daños severos (Ríos y Escala, 2002).

Una de las principales características del medio marino la constituyen sus condiciones fisicoquímicas relativamente constantes; sin embargo, ciertos organismos adaptados a estas podrían aceptar ligeros cambios ambientales (Flores y Pilar, 1987). Los metales llegan a peces y moluscos que los bioacumulan y se torna un peligro para el consumo humano (Nwajei et al., 2012, Wang y Lu, 2017); en el caso particular de *Leukoma asperimma*, distribuida en la costa pacífica panameña, es una vía de ingreso de metales a la población que la consume, por su importancia como fuente de alimento para los moradores de las comuidades aledañas a la playa Bique (López et al., 2005).

Por las razones antes expuestas, es indispensable conocer el nivel de concentración y distribución de los iones metálicos, su origen y efectos contaminantes para darles un manejo adecuado, ya que las consecuencias en los organismos biológicos y sobre los humanos, producen alteraciones al ser incorporados en su dieta (Durán et al., 2004).

En este estudio se analiza el contenido de metales traza: cobre, cadmio y plomo en agua, sedimento y tejido blando de *L. asperrima*, en Playa Bique y la variación entre la temporada seca y lluviosa durante el período de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La playa Bique se encuentra en la Bahía Bique, Distrito de Arraiján, aproximadamente a unos 22,8 Km. de la ciudad de Panamá. Está situada a 8° 53' 27" y 9° 53' 01" N y 79° 39' 27" y 79° 39' 44" O, con vegetación predominante de mangle de los géneros *Rhizophora*, *Avicennia* y *Laguncularia* y un litoral cubierto de sedimento areno fangoso, zona natural de desarrollo de *L. asperrima* y fuertemente explotada por los pobladores del área, que constituye en la principal fuente económica y alimentaria (Figura 1).

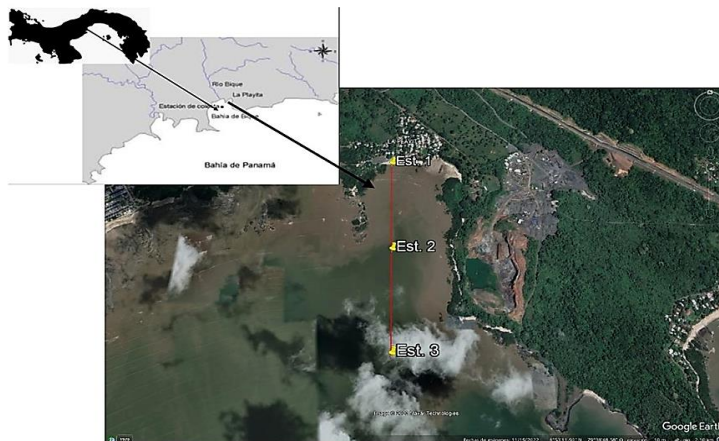


Figura 1 Mapa de localización del área de estudio, playa Bique, Pacífico de Panamá. (modificado de Grajales & Vergara, 2004)

Se establecieron tres estaciones de muestreo con una distancia aproximada de 500 m entre cada una, desde el punto de línea de agua en la playa, hacia mar afuera, en un transepto perpendicular a la costa. Las colectadas se realizaron durante períodos de mayor amplitud de marea baja de sicigia.

Se colectaron 100 ml de agua por triplicado en cada estación con botellas de plástico, el sedimento se obtuvo mediante un nucleador de PVC de 4" de diámetro, introducido 20 cm en el sedimento y los organismos se recolectaron al azar y colocados en bolsas de plástico y preservados, hasta ser procesados.

Se determinó los parámetros fisicoquímicos, temperatura y salinidad en cada estación con ayuda de una sonda multifuncional Modelo YSI; en el agua y el sedimento se determinaron los metales traza: cobre (Cu), cadmio (Cd.) y plomo (Pb) y en veinte organismos, por estación, los cuales fueron disecados para extraer el tejido blando, durante los meses de temporada seca: diciembre, febrero y marzo y lluviosa: abril, mayo y junio.

Los individuos colectados en el área de estudio se trasladaron al laboratorio para la disección y extracción de tejidos blandos, deshidratados a 60 °C por 48 horas a peso constante y luego fueron pesados y homogeneizados. El tejido seco fue pulverizado y se extrajo un gramo de tejido y las respectivas repeticiones, para proceder a digerir en una mezcla de ácido nítrico al 50 % y peróxido de hidrógeno al 30 % por una hora, a 100°C. Las cenizas fueron disueltas con 10 mL de ácido nítrico y filtradas con papel Whatman No. 42. El volumen obtenido fue aforado con agua desionizada en frascos volumétricos de 25 mL. La extracción de metales trazas en tejido blando se determinó a través de la metodología de Dalziel y Baker (1983).

La concentración de los estándares utilizado para establecer la curva de calibración fue determinada por absorción atómica mediante atomización electrotérmica con grafito pirolítico, 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, 228,8 nm para Cd y 217,0 nm para Pb, de acuerdo con la metodología establecida por el fabricante del equipo (Shimadzu). Para su

optimización se siguió la metodología analítica del Standard Methods of Examination of Water and Wastewater (2016). La precisión de la curva de calibración obtenida fue igual o menor al 2 % y los límites de detección fueron Cu (1 µg/L), Cd (0,1 µg/L) y Pb (1 µg/L). Los blancos fueron determinados en cada conjunto de lecturas, cuyos valores estuvieron por debajo del 1 % de la muestra. Los datos obtenidos de los estándares de concentración fueron expresados en ppb (ng/mL).

Las lecturas se realizaron en el Laboratorio de Absorción Atómica 216 de la Vicerrectoría de Investigación (VIP) de la Universidad de Panamá. En la preparación de los estándares de calibración, se utilizaron patrones concentrados calidad AAS 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, 10,0 mg/L y 1,00 mg/L y estándares diarios frescos de 5,0 µg/L a 100 µg/L de cobre y plomo. Para el cadmio los estándares diarios fueron de 0,50 µg/L a 10 µg/L. Se realizaron las curvas de calibración en su intervalo óptimo de concentración para cada elemento y se leyeron mediante un espectrofotómetro de Absorción Atómica EAA Shimadzu 6800 con horno de grafito (EAA/HG), auto-muestrador ASC-6100 con capacidad de 50 viales. Las rampas y parámetros instrumentales fueron las recomendadas por el fabricante del EAA.

De las muestras tratadas se extrajeron alícuotas de 1,00 mL, colocadas en el auto-muestrador y leídas secuencialmente en el EAA/HG; se intercalaron nuevamente los estándares diarios frescos de cada elemento cada 5 lecturas. Las muestras fuera del intervalo de los estándares fueron diluidas hasta lectura dentro del rango óptimo y corregidas por dilución.

Un gramo de sedimento seco fue tratado en medio ácido/oxidante, de igual manera que el material biológico y aforados en frascos volumétricos de 25 mL. Alícuotas de éstas fueron colocadas en el auto-muestrador y leídas por EAA/HG de igual manera que las muestras de material biológico. Las muestras de aguas fueron colocadas directamente en el auto-muestrador y leídas por EAA/HG. Los resultados en medio acuoso se reportan en ppb (ng/mL), mientras que los valores de metales en sedimento y tejido blando total se expresaron en µg/g.

La normalidad y homocedasticidad de los datos se determinaron mediante las pruebas de Lilliefors y Levene, respectivamente, debido a la falta de normalidad y la no estabilidad de la varianza se utilizaron pruebas no paramétricas. Se representó la estadística descriptiva de cada uno de los metales traza a través de figuras de caja y bigotes. Se utilizó el análisis de componentes principales (PCA) para determinar la variabilidad de los datos en las matrices agua, sedimento y tejido blando. La variación temporal se evaluó mediante la prueba de Kruskal Wallis, la diferencia entre temporada seca y lluviosa se estimó por medio de la prueba de U de Mann-Whitney. La relación entre metales traza, en cada matriz, se analizó con la correlación de Spearman.

Los valores de las figuras en las tres matrices (agua, sedimento y tejido) se representaron en escalas distintas debido a que cada metal presentó variabilidades diferentes, para facilitar la comparación visual por matriz.

RESULTADOS

La temperatura del sedimento, durante el período de estudio, varió entre 24,2 y 35 °C, con promedio de $30,03 \pm 3,57$ °C. Durante la temporada seca el promedio fue de $28,40 \pm 3,93$ °C, mientras que, en la lluviosa, $31,67 \pm 2,87$ °C. La salinidad fluctuó entre 28,0 y 36,9 ups, con promedio de $33,82 \pm 3,10$ ups durante los seis meses de colecta; en temporada seca el promedio fue de $32,00 \pm 3,46$ ups y en la lluviosa, $35,63 \pm 1,48$ ups.

La temperatura más baja se presentó en marzo y la más alta en junio; la salinidad aumentó sistemáticamente de diciembre a mayo para luego descender levemente hasta junio (Figura 2).

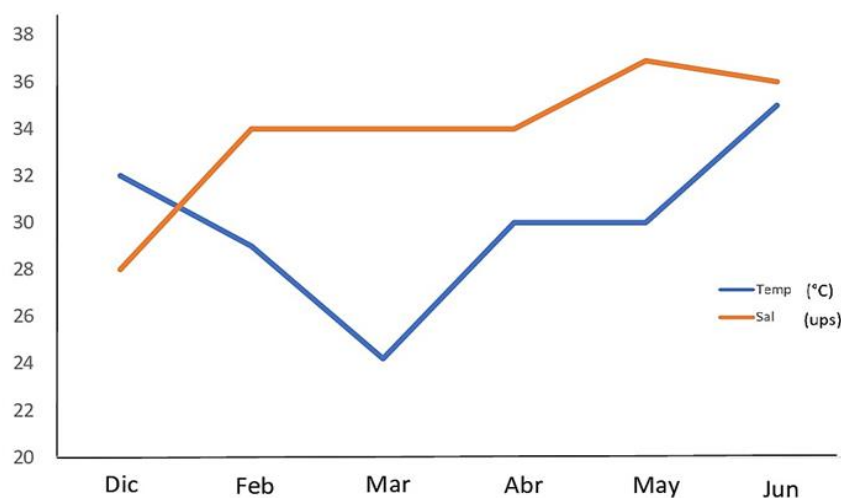


Figura 2 Variación de la temperatura (°C) y salinidad (ups) en playa Bique, Panamá, durante el período de estudio.

La concentración de cobre en agua, durante el período de estudio, presentó un promedio de $116,78 \pm 76,47 \mu\text{g/g}$, con mínimo de 52 y máximo de $462 \mu\text{g/g}$. En el sedimento la media fue de $112,46 \pm 155,13 \mu\text{g/g}$ y varió de 37 a $873 \mu\text{g/g}$; en el tejido blando el promedio fue de $10,28 \pm 4,30 \mu\text{g/g}$, con fluctuación entre 3,8 y $23,1 \mu\text{g/g}$. El cadmio en agua indicó un promedio de $3,03 \pm 1,39 \mu\text{g/g}$, con mínimo de 0,6 y máximo de $6,3 \mu\text{g/g}$. En el sedimento la media fue de $0,07 \pm 0,042 \mu\text{g/g}$ y varió de 0,004 a $0,247 \mu\text{g/g}$ y en el tejido blando el promedio fue de $0,60 \pm 0,21 \mu\text{g/g}$, entre 0,23 y $1,08 \mu\text{g/g}$. El plomo mostró en agua un promedio de $4,28 \pm 1,05 \mu\text{g/g}$, con mínimo de 0,5 y máximo de $7,9 \mu\text{g/g}$. En el sedimento la media fue de $16,88 \pm 6,15 \mu\text{g/g}$ y varió de 5,8 y $33,8 \mu\text{g/g}$ y en el tejido blando el promedio fue de $0,09 \pm 0,045 \mu\text{g/g}$, entre 0,03 y $0,27 \mu\text{g/g}$. Los resultados de la concentración en las matrices agua, sedimento y tejido blando fueron transformados a logaritmo de base 10 para destacar la variabilidad de las concentraciones entre las matrices, ya que, con los datos crudos, el cobre enmascara los otros metales (Figura 3).

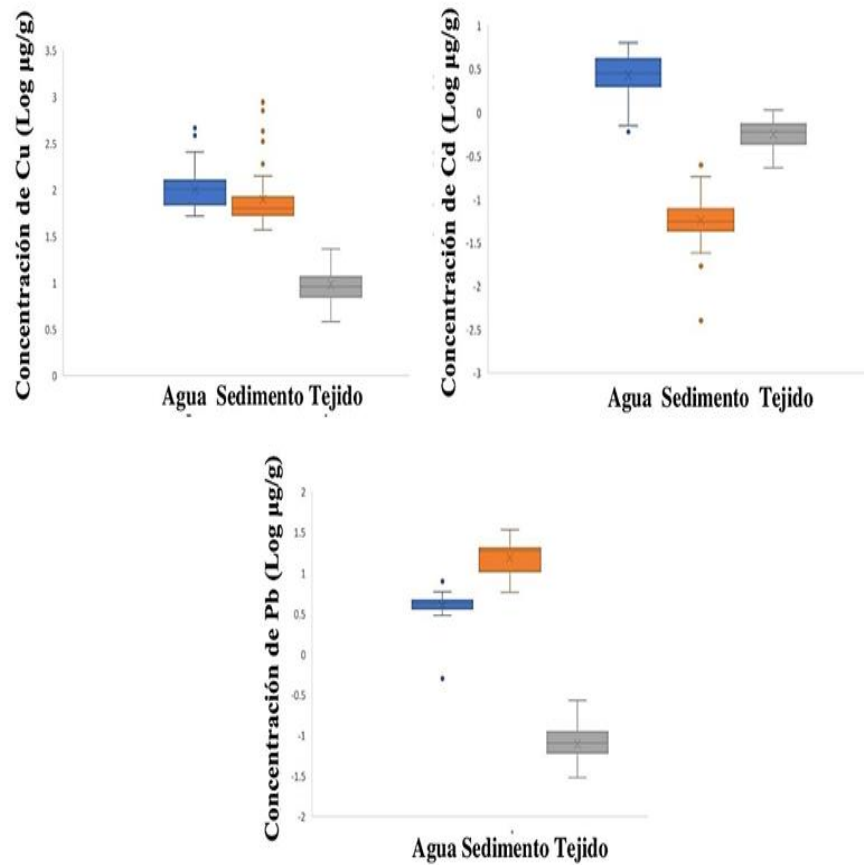


Figura 3 Concentración de cobre, cadmio y plomo (en logaritmo de $\mu\text{g/g}$) en agua, sedimento y tejido blando

Con la finalidad de visualizar el nivel de concentración de metales con respecto a los límites permisibles propuestos por diversos organismos internacionales, se incluyen los señalados para cobre (Cu), cadmio (Cd) y plomo (Pb) (Tabla 1).

Cuadro 1. Valores permisibles de cobre (Cu), cadmio (Cd) y plomo (Pb) (en $\mu\text{g/g}$) propuestos por agencias internacionales.

Referencia	Cu	Cd	Pb
FDA	4,0		1,7
CODEX STAN FAO	32,5	2,0	
Programa Monitoreo Moluscos <i>Mytilus edulis</i>		10 - 20	7 - 13
Programa Monitoreo Moluscos <i>Crassostrea virginica</i>		7 - 15	1,0-2,2
Ministerio Agricultura Reino Unido	20		
Dept. Salud, Australia	70	2,0	2,5

Nota: Valores en $\mu\text{g/g}$ (no transformados a logaritmo de base 10) para contrastarlos con los datos expresados en el párrafo anterior a la Figura 3. Fuente: FAO, 1995; FDA, 2001; Nauen, 1983 y NOAA, 1995.

El metal traza que mejor explica la variabilidad en la matriz agua fue el cobre (Cu), en la matriz sedimento estuvo representada por cobre (Cu) y plomo (Pb), mientras que en el tejido de *L. asperrima*, el cobre (Cu) y cadmio (Cd) explicaron la variabilidad (Figura 4).

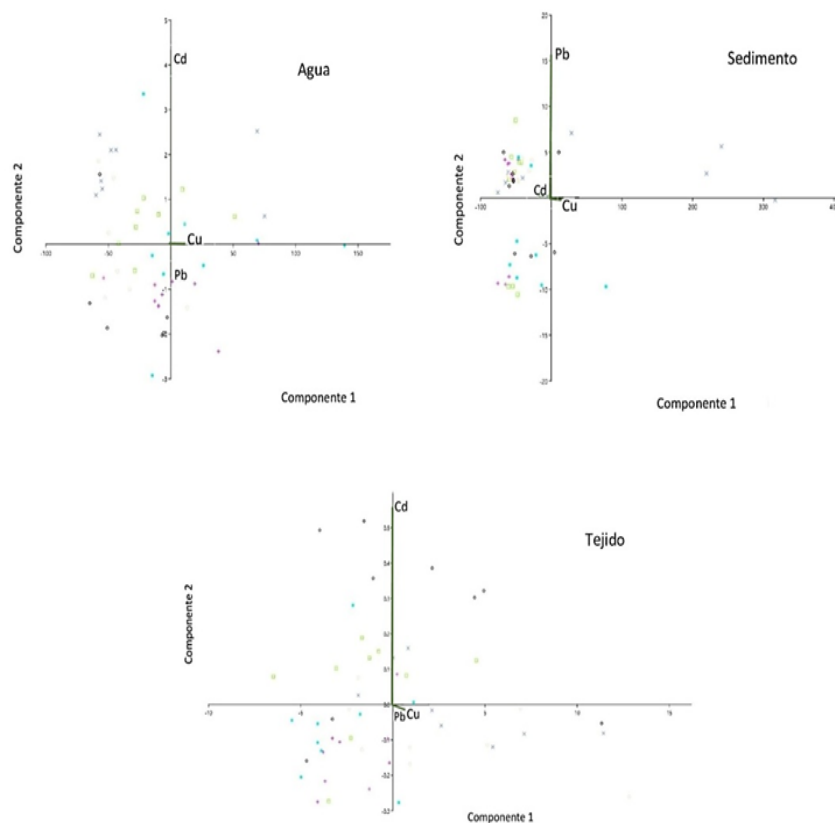


Figura 4. Análisis de componentes principales (PCA) de los metales traza en agua, sedimento y tejido blando. Los colores representan las distintas estaciones de colecta con sus respectivas repeticiones.

En la matriz agua, el cobre no presenta diferencia significativa entre meses de colecta ($H = 8,43$ $p = 0,1338$), sin embargo, el cadmio presentó diferencia altamente significativa ($H = 25,53$ $p = 0,0001$), específicamente entre febrero y abril ($z = 4,30$ $p < 0,05$) y entre abril y junio ($z = 2,93$ $p < 0,05$), mes con concentración más alta (Figura 5). El plomo ($H = 15,6$ $p = 0,0093$), muestra diferencias entre diciembre y abril ($p = 0,0069$), diciembre y junio ($p = 0,0054$), febrero y junio ($p = 0,0488$), marzo y abril ($p = 0,0106$) y entre marzo y junio ($p = 0,0080$) (Figura 5), este último mes mostró los valores más elevados.

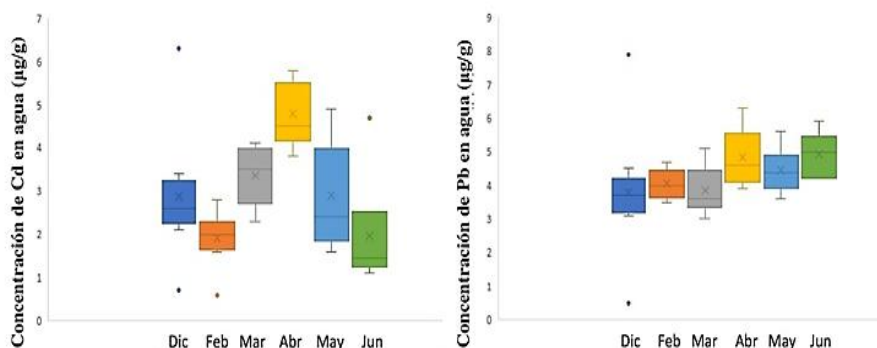


Figura 5. Variación de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en la matriz agua, entre los meses de muestreo.

En la matriz sedimento, el cobre (Cu) presentó diferencia significativa ($H = 13,73$ $p = 0,0174$), entre diciembre y febrero ($z = 2,94$ $p < 0,05$), mientras que el cadmio (Cd) mostró diferencia altamente significativa ($H = 16,11$ $p = 0,0065$), entre diciembre y junio ($z = 2,94$ $p < 0,005$) (Figura 6). El plomo (Pb) no mostró diferencias estadísticas ($p = 0,0901$)

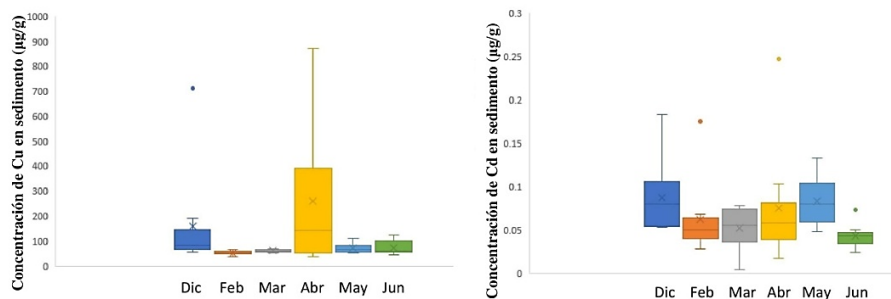


Figura 6. Concentración de cobre (Cu) y cadmio (Cd) en la matriz sedimento, entre meses de muestreo.

En el tejido blando de *L. aspérrima*, se registró diferencias altamente significativas en los tres metales, con respecto a los meses de colecta, cobre (Cu) ($H = 17,31$ $p = 0,0039$), entre diciembre y abril ($z = 2,93$ $p < 0,05$), el cadmio (Cd) ($H = 21,25$ $p = 0,0007$), entre diciembre y junio ($z = 2,93$ $p < 0,05$) y febrero y junio ($z = 2,93$ $p < 0,05$) con valores más elevados en este último mes. El plomo (Pb) ($H = 15,39$ $p = 0,0088$) entre febrero, con valores más altos y junio ($z = 2,93$ $p < 0,05$) (Figura 7).

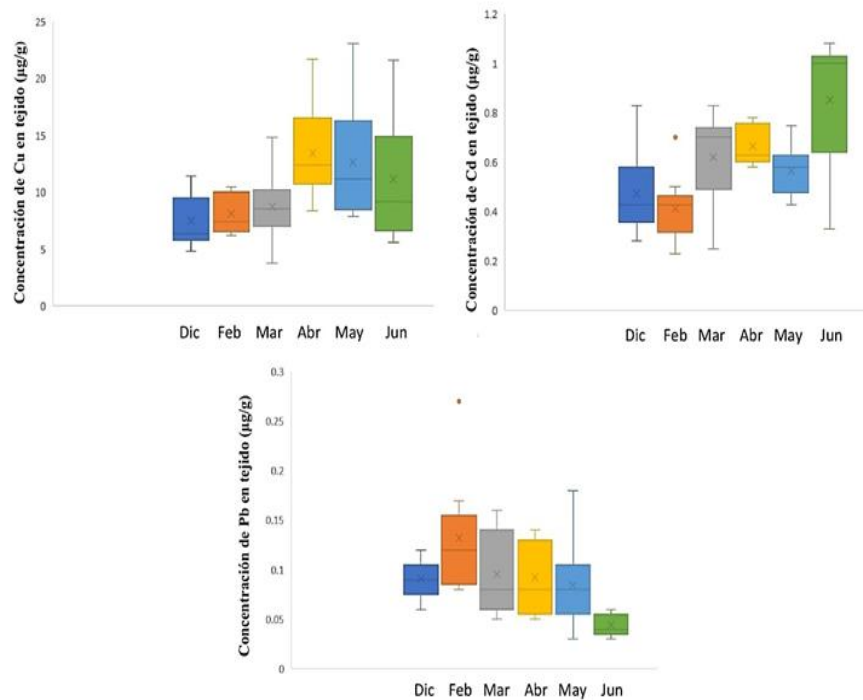


Figura 7. Concentración de cobre (Cu), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en tejido blando de *L. asperima* durante los meses de muestreo.

El cobre en el agua presentó valores menores en temporada lluviosa, sin embargo, en el sedimento y tejido blando, las concentraciones fueron superiores en dicha época (Figura 8). Se observó diferencia significativa en la concentración entre estas dos temporadas en agua ($U = 195,5$ $p = 0,0153$) y en tejido ($U = -3,7843$ $p = 0,0004$), no así en sedimento ($U = 287,5$ $p = 0,1828$).

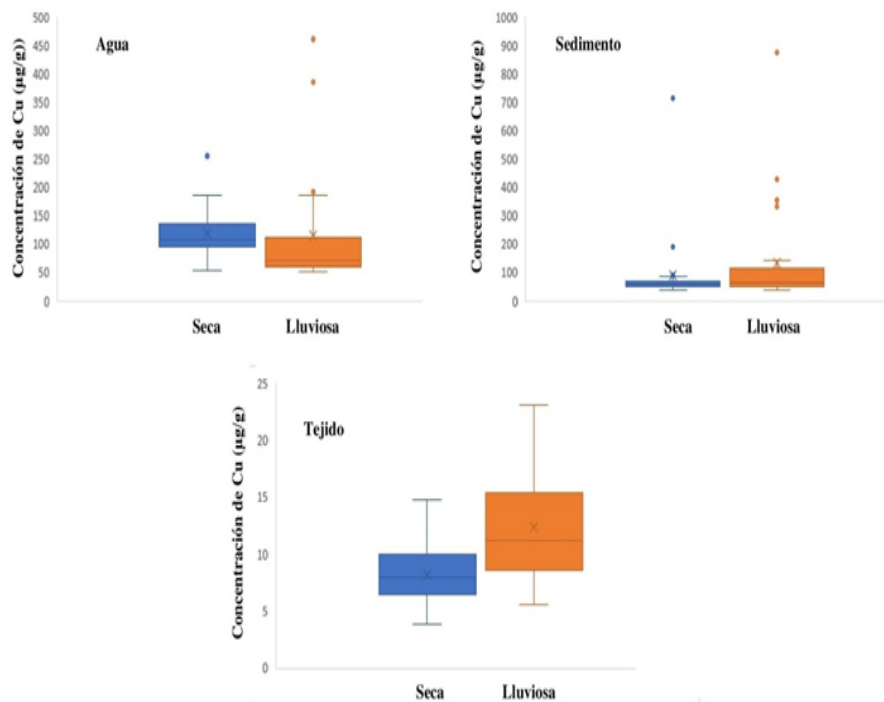


Figura 8. Concentración de cobre en agua, sedimento y tejido en temporada seca y lluviosa.

La variación del cadmio entre temporadas en las tres matrices mostró valores levemente superiores en la época lluviosa (Figura 9). No existe diferencia estadística entre temporadas en agua ($t = -1,6983$ $p = 0,0957$), ni en sedimento ($t = -0,101$ $p = 0,92$), mientras que en tejido se observó diferencia altamente significativa ($t = -3,7843$ $p = 0,0004$).

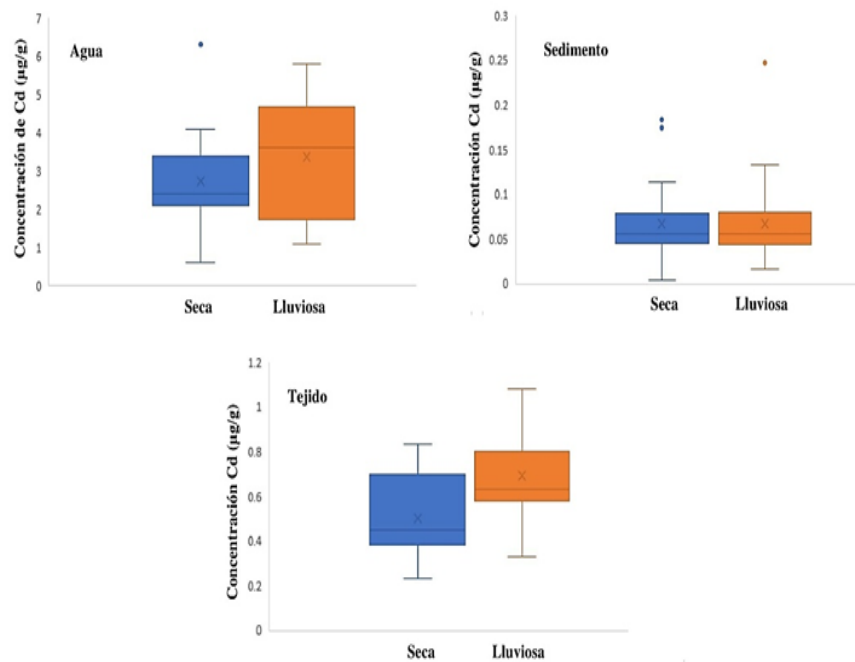


Figura 9. Concentración de cadmio en agua, sedimento y tejido en temporada seca y lluviosa.

El plomo presentó valores menores en temporada seca en agua y sedimento, sin embargo, en época lluviosa los organismos mostraron concentraciones menores en el tejido blando en esta temporada (Figura 10). Este metal presentó diferencias estadísticas entre temporadas en las tres matrices: agua ($U = 133,5$ $p = 0,0003$), sedimento ($U = 238$ $p = 0,0286$) y tejido blando ($t = 3,443$ $p = 0,0011$).

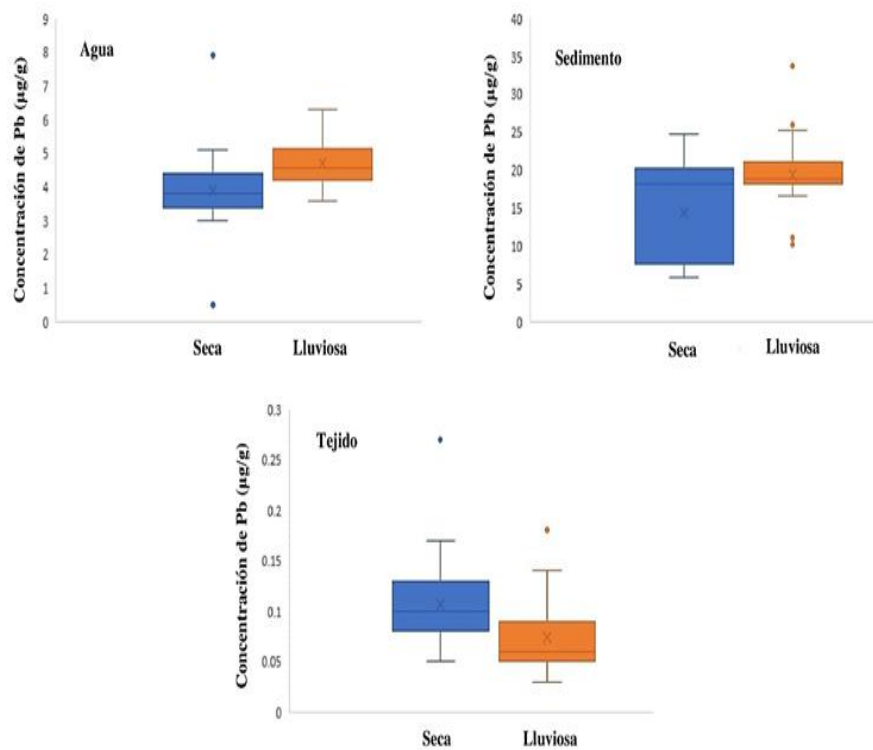


Figura 10. Concentración de plomo en agua, sedimento y tejido blando en temporada seca y lluviosa.

En tejido blando, durante la temporada seca los tres metales mostraron correlación altamente significativa entre sí, directamente proporcional cobre (Cu) y cadmio (Cd) ($r_s = 0,3582$ $p = 0,001$), cobre (Cu) y plomo (Pb) $r_s = 0,5122$ $p < 0,0001$), mientras que cadmio (Cd) y plomo (Pb) mostraron correlación inversa ($r_s = -0,4762$ $p < 0,0001$). Por el contrario, en temporada lluviosa el cobre (Cu) y el cadmio (Cd) no presentaron relación entre ellos ($p = 0,4867$), el cobre (Cu) y plomo (Pb) mostraron correlación altamente significativa y directamente proporcional ($r_s = 0,7425$ $p < 0,0001$) y el cadmio (Cd) y plomo (Pb), inversamente proporcional ($r_s = -0,4561$ $p < 0,0001$).

La variación de las concentraciones de metales traza en las diferentes matrices en temporada lluviosa con respecto a la seca, presenta mayor aumento en agua; en cobre, la proporción fue de 1,37, en cadmio 1,11 y para plomo 1,44. En las matrices sedimento y tejido blando, la relación de cadmio y plomo es menor a 1,0 contrario al cobre en sedimento que mostró valores de 1,45 y en tejido con 1,62.

DISCUSIÓN

Las variables fisicoquímicas presentan una relación inversamente proporcional de acuerdo con lo esperado y mostraron valores semejantes a los reportados por López et al. (2005) en la misma zona de estudio.

Los valores encontrados de cobre (Cu) en agua y sedimento en este estudio son superiores al obtenido en el estuario Paranaguá, Paraná, Brasil por Oliveira (2019), quien reporta, valores inferiores a 0,005 $\mu\text{g/g}$ en agua y sedimento valores entre 2,05 y 2,46 $\mu\text{g/g}$. Senez-Mello et al. (2020) reportan, en la desembocadura del estuario Potengi, Rio Grande do Norte, Brasil, 0,03 $\mu\text{g/g}$ en agua, mientras que, en el sedimento, valores entre 12,13 $\mu\text{g/g}$ y 42,17 $\mu\text{g/g}$. En sedimentos de la Bahía de Panamá se reportan valores entre 17 $\mu\text{g/g}$ a 45 $\mu\text{g/g}$ (Gómez et al., 2006) y en el puerto de Güiría, Venezuela se señala valores entre 6 a 24 $\mu\text{g/g}$ (Fuentes, 2008).

La concentración de cadmio (Cd) obtenida supera los valores reportados por Oliveira (2019) en Brasil, con concentraciones inferiores a 0,003 $\mu\text{g/g}$ en agua e inferiores a 0,35 $\mu\text{g/g}$ en sedimento. En la Bahía de Panamá, Gómez et al. (2006) indican valores entre 0,13 a 0,58 $\mu\text{g/g}$, mientras que, en el puerto de Güiría, Venezuela, Fuentes (2008), reporta valores no detectables hasta 0,05 $\mu\text{g/g}$, ambos en muestras de sedimento.

La concentración de plomo (Pb) en agua y sedimento reportadas por Oliveira (2019) en el estuario de Paranaguá señalan valores de 0,01 $\mu\text{g/g}$ y 7,08 a 7,88 $\mu\text{g/g}$ respectivamente, inferiores a los de la presente investigación. En muestras de sedimentos de Panamá, valores entre 19 y 433 $\mu\text{g/g}$ (Gómez et al., 2006) y en Venezuela, se señala valores no detectables hasta 35 $\mu\text{g/g}$ (Fuentes, 2008).

En el tejido blando de *Leukoma asperriama*, el valor promedio de cobre (Cu) obtenido en la presente investigación está dentro del ámbito que proponen Carrasco Peña y Webster Coello (2016) en Ecuador, con valores entre 10,62 a 16,34 $\mu\text{g/g}$ en la misma especie. En otros bivalvos, como es el caso de *Anadara tuberculosa* en Panamá, se reportan valores entre 0,08 $\mu\text{g/g}$ a 0,58 $\mu\text{g/g}$, en temporada seca (Durán et al., 2004); en *Mytella guyanensis* Oliveira (2019) indica valores no detectables en las muestras de verano, contrario a lo reportado por Carrasco Peña y Webster Coello (2016) para la misma especie en Ecuador, con valores de 21,05 a 31,78 $\mu\text{g/g}$.

En *Crassostrea gigas* Góngora-Gómez et al. (2017), en el Golfo de California, reportan promedio de 52,42 $\mu\text{g/g}$, mientras que en *Atrina maura*, se observa concentraciones de 13,0 $\mu\text{g/g}$ (Góngora-Gómez et al., 2018). En Brasil, Senez-Mello et al. (2020), indica concentraciones de 88,92 $\mu\text{g/g}$ en *C. rhizophorae*.

El cadmio (Cd) en tejido de *L. asperrima*, Carrasco Peña y Webster Coello (2016) reportan concentración entre 0,52 y 0,56 $\mu\text{g/g}$, valores inferiores a los obtenidos en este estudio. En *A. tuberculosa*, Durán et al. (2004) indican valor promedio de 3,90 $\mu\text{g/g}$; Frías-Espiricueta et al. (2005) señalan en *Crassostrea corteziensis* valores entre 1,1 y 6 $\mu\text{g/g}$, en *Mytella strigata* Frías-Espiricueta et al. (2008) reportan valores entre 5,11 y 7,09 $\mu\text{g/g}$, y en *M. squalida*, 2,59 a 4,13 $\mu\text{g/g}$ en Sinaloa, México. Abdalha (2013) presenta la concentración media en tejido de *Ruditapes decussates* de $2,063 \pm 0,26 \mu\text{g/g}$, valores superiores a los reportados en esta investigación.

Oliveira (2019) en *Mytella guyanensis* y *Atrina maura*, en Brasil, señala valores no detectados. En el Golfo de California, Góngora-Gómez et al. (2017), en *C. gigas*, indica 10,26 $\mu\text{g/g}$, superior al reportado para *L. asperrima*, en este estudio. *Mytella guyanensis*, en Ecuador, Carrasco Peña y Webster Coello (2016) presenta valores inferiores, con 0,08 a 0,17 $\mu\text{g/g}$ y en el estuario del río Ipojuca, Pernambuco, Brasil, *Anomalocardia brasiliensis* y *Iphigenia brasiliensis*, presentan valores de 271 $\mu\text{g/g}$ y 121 $\mu\text{g/g}$ respectivamente (Silva et al., 2013), muy superiores a los encontrados en *L. asperrima*.

En tejido de *L. aspérrima*, Carrasco Peña y Webster Coello (2016) reporta valores de plomo (Pb) entre 0,23 y 0,25 µg/g, superiores al de este estudio, sin embargo; Durán y Gómez (2001) en *A. tuberculosa* indican promedio de 7,79 µg/g, en *M. guyanensis*, se observa valores inferiores a 0,00089 µg/g, límite de detección (Oliveira, 2019). En el Golfo de California, *C. gigas*, se obtiene un promedio de 2,18 µg/g y *A. maura*, concentraciones entre 2,3 µg/g a 4,6 µg/g (Góngora-Gómez, 2017 y 2018), superiores al presente estudio. Valores extremos se han reportado en Brasil, en *A. brasiliiana* con 1117 µg/g y en *I. brasiliensis* 933 µg/g (Silva et al., 2013).

Al contrastar los valores obtenidos en tejido blando, del presente estudio, con los reportados por las organizaciones internacionales de salud, estos se mantienen por debajo de los permisibles, lo cual indica que el área donde *L. aspérrima* se desarrolla probablemente no muestra problemas de contaminación severa.

La variabilidad en las matrices expresadas mediante el PCA refleja la importancia del cobre en el agua, el cobre y el plomo en el sedimento y el cobre y cadmio en el tejido, en el componente PC1 del análisis. Jesús (2011) destaca al cobre como el principal metal que explica la variabilidad en el tejido de *Anomalocardia brasiliiana*, a diferencia de Liu et al. (2019) quienes muestran al plomo en el tejido de diversos organismos marinos, incluidos los moluscos.

La abundancia de metales traza está definida por la secuencia: Cu > Pb > Cd en las tres matrices. Sin embargo, en *Anadara tuberculosa*, en Isla Taborcillo, Punta Chame, Panamá, Durán et al. (2004) encontraron Pb > Cd > Cu. En *Arca zebra* la secuencia reportada por Narváez Hernández et al. (2010) en Isla de Cubagua, Venezuela, es de Cu > Cd > Pb). Góngora-Gómez et al. 2017 reporta en *Crassostrea gigas*, del Golfo de California, México, una secuencia de orden Cu > Cd > Pb, al igual en *Tivela mactroides*, en Playa Güiría, Venezuela (Acosta y Lodeiros, 2004). En el estuario de Cananeia, Brasil, Barros y Barbieri (2012) en *Crassostrea brasiliiana* muestran una secuencia de Pb > Cu con ausencia de Cd.

En tejido blando, el cobre y el cadmio muestran aumento a través del período de estudio, en particular, a partir de la temporada lluviosa, no así el plomo, que disminuye la concentración sistemáticamente. Silva et al. (2013) indican concentraciones de hasta 893 $\mu\text{g/g}$ de cobre en tejido de *Anomalocardia brasiliiana* (Veneridae) en marzo, inicio de las lluvias y de 377 $\mu\text{g/g}$ en *Iphigenia brasiliensis* (Donacidae) en julio. La concentración de cadmio varió entre 1 $\mu\text{g/g}$ en marzo hasta 187 $\mu\text{g/g}$ en enero en *A. brasiliiana* y en *I. brasiliensis* de 1 $\mu\text{g/g}$ en julio a 117 $\mu\text{g/g}$ en marzo. El plomo varió de 7 $\mu\text{g/g}$ en marzo a 1 117 $\mu\text{g/g}$ en enero, en *A. brasiliiana*, y de 6 $\mu\text{g/g}$ en junio a 993 $\mu\text{g/g}$ en marzo en *I. brasiliensis*. Estos valores superan a los reportados en esta investigación y coinciden con los aumentos de concentración en temporada lluviosa.

La variación temporal durante los meses de colecta, el aumento de la concentración de los metales traza, se relaciona con el inicio de la temporada lluviosa, a pesar de que no se observa diferencias estadísticas entre ambas temporadas. El cobre encontrado en el sedimento y el cadmio en agua y sedimento no muestran diferencia, contrario al plomo, donde se observa un aumento sostenido. Las proporciones reportadas para la temporada lluviosa, con respecto a la seca, muestra un incremento que no supera valores de 1,0 a excepción de cobre en las tres matrices, lo cual puede ser explicado por el transporte de metales traza adheridos al sedimento, que provienen de la erosión de las cuencas hidrográficas, que desembocan en la costa. Estudio realizado por Patteli (2014) indica concentraciones de metales en sedimento luego de fuertes lluvias en Italia; Bakary et al. (2015) señalan incremento de metales traza en temporada lluviosa en Costa de Marfil, con aumento de la proporción en sedimento de 1,6 de cobre y 2,7 de cadmio.

En tejido de *Crassostrea rizophorae* Alfonso et al. (2013) reportan mayor concentración de cobre y cadmio entre los meses de mayo y septiembre, temporada lluviosa, en la bahía de Mochima, Venezuela. Sin embargo, Milazzo et al. (2014), en la desembocadura del Rio São Paulo, Bahía de Todos lo Santos, Brasil, indican valores mayores en temporada seca, con respecto a la lluviosa, en esta misma especie.

Estudio realizado por Jara-Marini et al. (2013) en bivalvos *Crassostrea corteziensis*, *C. gigas*, *Anadara tuberculosa*, *Chione fluctifraga* y *C. gnidia*, el cobre resultó ser más alto en *C. corteziensis* que en las otras

especies, con promedio de 68,66 $\mu\text{g/g}$ en temporada lluviosa y 83,16 $\mu\text{g/g}$ en lluviosa. Los valores de las concentraciones medias de cadmio en temporada lluviosa presenta valores menores en las dos especies de *Crassostrea*, los cuales varían entre 0,28 a 0,31 $\mu\text{g/g}$, sin embargo, en temporada seca se observan valores promedio que fluctuaron entre 0,47 a 0,54 $\mu\text{g/g}$ en todas las especies estudiadas.

En el caso del plomo, en temporada lluviosa *C. corteziensis* y *A. tuberculosa* presentan concentraciones más elevadas, entre 3,61 y 4,06 $\mu\text{g/g}$, mientras que en la seca, *C. gnidia* muestra un promedio más alto, de 4,07 $\mu\text{g/g}$. Estas diferencias encontradas en ambas temporadas se debe, probablemente, al régimen alimentario de estas, en las cuales *A. tuberculosa* es detritívora, mientras las demás son filtradoras.

No obstante, las concentraciones arriba señaladas no dejan claro el comportamiento de estos metales en el tejido de *L. aspérrima*, a pesar de ser un organismo filtrador por excelencia, la incorporación de metales va a depender de aquellas microalgas distribuidas en la columna de agua que sirven de fuente de alimento y que son incorporadas en el proceso de filtración por parte de la especie en estudio, tal es el caso de *Tetraselmis chuii*, *Rhodomonas salina*, *Chaetoceros sp.*, *Isochrysis galbana* y *Nannochloropsis gaditana*, cuya toxicidad va a depender, entre otras cosas, del tamaño de las células que promueve que aquellas más grandes tengan mayor capacidad de concentrar metales (Debelius et al., 2009), de tal manera que la incorporación por parte de *L. aspérrima* puede estar, probablemente, influenciada no solo por la ingestión de agua filtrada y partículas de sedimento, sino también por la fuente de alimento, basada en diversidad de especies de microalgas.

Los metales presentan correlación positiva significativa en temporada seca, a excepción de Cd vs Pb cuya relación es inversa; en temporada lluviosa Cu y Pb se relacionan directamente y Cd y Pb inversamente. En tejido de *Mytilus galloprovincialis* Szefer (2004), en la península de Corea, reporta correlación positiva entre los tres metales arriba mencionados, a diferencia, Wang et al. (2005) muestran la falta de relación de estos en tejido de *Mytilus edulis* y *Crassostrea talienwhanensis* en el Mar de Bohai, China.

CONCLUSIONES

La variación encontrada de los parámetros fisicoquímicos en la playa entre la temporada seca y lluviosa se comporta de manera contraria a lo que ocurre regularmente en la masa de agua de la Bahía de Panamá, en ambas temporadas, donde la relación de la salinidad y temperatura es inversa, sobre todo por el efecto del fenómeno de afloramiento de inicios de año.

Las concentraciones reportadas para las matrices agua, sedimento y tejido blando de *L. asperrima* no supera los límites máximos permisibles para consumo humano.

La importancia de la presencia de cada uno de los metales, en las diferentes matrices, de acuerdo con la variabilidad, se expresa de manera diferente, donde resalta el cobre en agua, el plomo en el sedimento y el cobre y cadmio en el tejido blando.

La concentración de metales traza en agua fue mayor en temporada seca debido al aporte ambiental, contrario a lo observado en sedimento y en especial en tejido blando, en época lluviosa, por la bioacumulación.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio podemos señalar que el área de colecta de *L. asperrima*, sigue manteniendo la característica de una zona de extracción segura debido a que las concentraciones de metales traza no ofrecen peligro para el consumo humano.

REFERENCIAS

Abdallah, M.A.M. (2013). Bioaccumulation of heavy metals in mollusca species and assessment of potential risks to human health. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 90: 552-557.

Acosta, V., & Lodeiros, C. (2004). Metales pesados en la almeja *Tivela mactroides* Born, 1778 (Bivalvia: Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Cienc. Mar.*, 30(2): 323-333.

Alfonso, J.A., Handt, H., Mora, A., Vásquez, Y., Azocar, J., & Marcano, E., (2013). Temporal distribution of heavy metal concentrations in oysters *Crassostera rhizophorae* from the central Venezuelan coast. *Mar. Poll. Bull.*, 73: 394-398.

Bakary, I., Yao, K.M., Etchian, O.A., Soro, M.B., Trokourey, A., & Bockra, Y., (2015). Zinc, copper, cadmium, and lead concentrations in water, sediment, and *Anadara senilis* in a tropical estuary. *Environ. Monit. Assess.*, 187:762.

Barros, D., & Barbieri, E. (2012). Análise da ocorrência de metais Ni, Zn, Cu, Pb e Cd em ostras (*Crassostrea brasiliana*) e sedimentos coletados em Estuário de Cananeia -SP (Brasil). *O Mundo da Saúde*, S.P. 36(4): 635-642.

Carrasco Peña, R., & Webster Coello, R. (2016). Capacidad bioacumuladora de metales pesados en moluscos bivalvos de los esteros del cantón Balao. [Tesis] Universidad del Azuay.

Codina, J., & Pérez, A. (2001). Metales pesados como polucionantes tóxicos. *Enviro. Contam. Toxicol.*, 25: 250-254.

Dalziel, J., & Baker, C. (1983). Analytical methods for measuring metals by atomic absorption spectrophotometry. *FAO Fish. Tech. Pap.* 212. 14-20.

Debelius, B., Foja, J.M., DelValls, A., & Lubián, L.M., (2009). Toxicity and bioaccumulation of copper and lead in five marine microalgae. *Ecotox. Environ. Safety*, 72: 1503-1513.

Durán I.L., & Gómez, J.A. (2001). “Concentración de Fe, Cu y Zn en los tejidos de *A. tuberculosa* (Pelecípoda. Arcidae) durante la estación lluviosa y seca (octubre 1998-marzo 1999) en Punta Chame, Panamá, Rep. de Panamá”. *Scientia*, 26(1): 43-51.

Durán, I.L., Fuentes, M.V., & Gómez H, J.A. (2004). Concentración de cadmio, plomo y cobre en *Anadara tuberculosa* del manglar de la Isla Taborcillo, Punta Chame, República de Panamá. *Tecnociencia*, 6(2): 91-104.

Eisler, R. (2010). *Compendium of trace metals and marine biota: Volume 1: Plants and Invertebrates*. Elsevier Science, Oxford

FAO (1995). CODEX STAN 193. Norma general del codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos.

FDA (2001). Fish and fisheries products hazards and controls guidance.

Flores G., & Pilar A. (1987). Contaminación del pescado y sus productos por metales pesados. FONAIAP DIVULGA No.25 (<http://www.ceniap.gov.ve/pbd/RevistasTecnicas/FonaiapDivulga/fd25/texto/contaminacion.htm>)

Frías-Espericueta, M.G, Osuna-López, J.I., Flores-Reyes, S., López-López, G., & Izaguirre-Fierro, G. (2005). Heavy metals in oyster *Crassostrea corteziensis* from Urias lagoon, Mazatlán, Mexico; associated to different anthropogenic discharges. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 74: 996-1002.

Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, J.I., Voltolina, D., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., & Muy-Rangel, M.D., (2008). The metal content of bivalve mollusks of a coastal lagoon of NW Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 80: 90-92.

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.

Gómez H., 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.

Góngora-Gómez A.M., García-Ulloa, M., Muñoz-Sevilla, N.P., Domínguez-Orozco, A.L., Villanueva-Fonseca, B.P., Hernández-Sepúlveda, A., & Ortega Izaguirre, R. (2017). Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica*, 27 (2): 219-227.

Góngora-Gómez, A.M., Domínguez-Orozco, A.L., Villanueva-Fonseca, B.P., Muñoz-Sevilla, N.P., & García-Ulloa, M. (2018). Seasonal levels of heavy metals in soft tissue and muscle of the pen shell *Atrina maura* (Sowerby, 1835) (Bivalve: Pinnidae) from a farm in the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Rev. Int. Contam. Amb.*, 34(1): 57-68.

González A., & Moreno C. (2004). Contaminación de metales pesados en organismos marinos (Incorporación del Cadmio en *Pentamera chierchia*), Echenodermata: Holothuroidea. [Tesis Universidad de Panamá].

Hernández-Almaraz, P., Méndez Rodríguez, L., Serviere Zaragoza, E., & González Aravena, M. (2018). *Consumidores primarios: bioacumulación y transferencia de metales a invertebrados*. En Jaime, M. y Hernández Almaraz, P. (Eds.) Bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de las cadenas tróficas marinas. SAMSARA Ed. 62-81.

Jara-Marini, M.E., Tapia-Alcaraz, J.N., Dumer-Gutierrez, J.A., García-Rico, L, García-Hernández, J., & Páez-Osuna, F. (2013). Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environ. Monit. Assess.*, 185: 1071-1085.

Jesús R.S. (2011). Metais traço em sedimentos e no molusco bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791) Municípios de Madre de Deus e de Saubara, Bahia. [Tese] Universidad Federal da Bahia.

Liu, Q., Xu, X., Zeng, J., Shi, X., Liao, Y., Du, P., Tang, Y., Huang, W., Chen, Q., & Shou, L. (2019). Heavy metal concentrations in commercial marine organisms from Xiangshan Bay, China, and the potential health risks. *Mar. Poll. Bull.*, 141: 215-226.

López, I., Luna, I.G, Gutierrez, A., & Villaláz, J. (2005). Ciclo reproductivo de la almeja blanca *Prothotaca asperrima* (Pelecypoda: Veneridae) en la playa Bique, Arraiján. *Tecnociencia* 7(1), 43-53.

Mahurpawar, M. (2015). Effects of heavy metals on human health. *Int. J. Res. Granthaalayah*, 530, 1-7.

Mataba, G.R., Veerhaert, V., Blust, R., & Bervoets, L. (2016). Distribution of trace elements in the aquatic ecosystem of the Thigithe river and the fish *Laebo victorianus* in Tanzania and possible risks for human consumption. *Sci. Total Environm.* 547:48-59.

Milazzo, A.D.D., Silva, A.C.M., Oliveira, D.A.F., & Cruz, M.J.M. (2014). The influence of seasonality (dry and rainy) on the bioavailability and bioconcentration of metals in an estuarine zone. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 149: 143-150.

Narváez Hernández, M., Astudillo, L.R., & Prin, J.L. (2010). Determinación de metales pesados en el tejido comestible del molusco *Arca zebra* comercializado en el Estado Nueva Esparta, Venezuela. *Saber*, 22(2): 141-148.

Nauen, C.E. (1983). Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fisheries products. FAO Fisheries Circular No., 764.

Neff, J.M. (2002). *Bioaccumulation in marine organism. Effects of contaminants from oil well produced water.* Elsevier.

NOAA. (1995). International Mussel Watch Project. Final Report. Technical Memorandum NOS ORCA 95.

Nwajei, G.E., Obi-Iyeke, G.E., & Okwagi, P. (2012). Distribution of selected trace metal in fish parts from the river Nigeria. *Res. J. Recent Sci.* 1(1):81-84.

Oliveira A.P.F. (2019). Determinação de metais na água, sedimento e em moluscos bivalves do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. [Tese] Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Pattelli, G., Rimondi, V., Benvenuti, M., Chiarantini, L., & Colica, A. (2014). Effects of the November 2012 flood event on the mobilization

of Hg from the Mount Amiata mining district to the sediments of the Paglia River basin. *Minerals*, 4, 241–256.

Ríos, M., & Scala, E. (2002). Contaminación de metales pesados (Cd, Cu, Pb) en peces [Tesis] Universidad de Panamá.

Senez-Mello, T.M., Crapez, M.A.C., Ramos e Silva, C.A., Silva, E.T., & Fonseca, E.M. 2020. Heavy metals bioconcentration in *Crassostrea rhizophorae*: A site-to-site transplant experiment at the Potengi estuary, Rio Grande do Norte, Brazil. *Scientific Reports* 10:246. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-57152-w>

Silva, M.G.E.P., Macêdo, S.J., & Silva, H.K.P. (2013). Avaliação das concentrações de metais-traço em moluscos bivalves *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) e *Iphigenia brasiliensis* (Lamarck, 1818) no estuário do rio Ipojuca – Ipojuca – PE, Brasil. *Trop. Oceanogr.*, Recife, 41(1-2), 154-172.

Standard Methods for the examination of water and wastewater. (2016). 24 ed. APHA. 2671 p.

Szefer, P., Kim, B.S., Kim, C.K., Kim, E.H., & Lee, C.B. (2004). Distribution and co associations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environ. Poll.*, 129: 209-228.

Wang, W.X., & Lu, G. (2017). *Heavy metals in bivalve mollusks*. Chem. Cont. Residues Food. Woodhead Publishing. In 553-594.

Wang, Y., Liang, L., Shi, J., & Jiang, G. (2005). Study on the contamination of heavy metals and their correlations in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea. *Env. Int.*, 31: 1103-1113.