

Contaminación por metales pesados en la bahía Cispatá en Córdoba-Colombia y su bioacumulación en macromicetos

Pollution by heavy metals in Cispatá bay in Córdoba-Colombia and their bioaccumulation in macromycetes

Edith de Jesús Cadavid-Velásquez^{a, d}, Nabi del Socorro Pérez-Vásquez^b,
José Marrugo-Negrete^c

RESUMEN

Se ha estudiado la incidencia de metales pesados en la Bahía de Cispatá. Los macromicetos en los ecosistemas son importantes en la degradación y mineralización de la materia orgánica, absorben elementos de alta toxicidad y componentes esenciales. Se cuantificaron las concentraciones de metales pesados Ni, Cu, Mn, Cr, Zn, Co, Hg, Pb y Cd y su movilidad desde sedimento, sustrato hasta los macromicetos, destacándose su capacidad bioacumuladora. Se recolectaron 78 muestras de hongos, distribuidos en 19 géneros, 43 muestras de sustrato y 9 de sedimento en tres sitios de muestreo y tres momentos, 2016 y 2017. Se encontró diferentes valores de concentración de metales pesados en sedimento con acumulaciones en orden decreciente de Mn>Zn>Cr>Cu>Ni>Co y Pb>Cd>Hg y en hongos fue Mn>Zn>Cu>Ni>Co>Cr y de Pb>Cd>Hg. Los valores del factor de bioacumulación (BCF) revelan la independencia de la capacidad bioacumuladora de los hongos con respecto al medio donde se desarrolla. La investigación ofrece datos cuantitativos de la capacidad bioacumuladora de los hongos pudiendo utilizarse como estrategias para mitigar el impacto de las actividades antrópicas lo que reviste gran interés para futuras investigaciones.

ABSTRACT

The incidence of heavy metals in Cispatá Bay has been studied. Macromycetes in ecosystems are important in the degradation and mineralization of organic matter, they absorb highly toxic elements and essential components. The concentrations of heavy metals Ni, Cu, Mn, Cr, Zn, Co, Hg, Pb and Cd and their mobility from sediment, substrate to macromycetes were quantified, highlighting their bioaccumulative capacity. 78 samples of fungi were collected, distributed in 19 in the genus, 43 samples of substrate and 9 of sediment at three sampling sites and at three field trips during 2016 and 2017. Different values of concentration of heavy metals in sediment were found with accumulations in decreasing order of Mn> Zn> Cr> Cu> Ni> Co and Pb> Cd> Hg and in fungi it was Mn> Zn> Cu> Ni> Co> Cr and de Pb> Cd> Hg. The bioaccumulation factor (BCF) values reveal the independence of the bioaccumulative capacity of the fungi with respect to the environment in which it grows. The research offers quantitative data on the bioaccumulative capacity of fungi and can be used as strategies to mitigate the impact of anthropic activities, which is of great interest for future research.

PALABRAS CLAVE: contaminación; ecosistema manglar; hongos macromicetos; bioacumulación.

KEYWORDS: contamination; mangrove ecosystem; macromycete fungi; bioaccumulation.

a Universidad de Córdoba, Maestría en Ciencias Ambientales. Montería, Colombia. ORCID Cadavid-Velásquez, E.J.: <https://orcid.org/0000-0003-0115-8857>

b Universidad de Córdoba, Grupo de Investigación Biodiversidad. Montería, Colombia. ORCID Pérez-Vásquez, N.B.: <https://orcid.org/0000-0002-5349-0598>

c Universidad de Córdoba, Grupo de Investigación de Toxicología y Gestión Ambiental. Montería, Colombia. ORCID Marrugo-Negrete, J.: <https://orcid.org/0000-0002-3181-7529>

d Autor de correspondencia: edithcadavid@correo.unicordoba.edu.co

Introducción

La bahía de Cispatá es uno de los cinco manglares más extensos (80 km²) y en mejor estado de conservación (Álvarez-León y Polanía, 1996) del Caribe colombiano, sin embargo, ha sufrido transformaciones relacionadas con el cambio en la hidrodinámica del río Sinú (1945), al desviar su desembocadura a Boca de Tinajones (Rojas y Sierra-Correa, 2010). La zona estuarina contiene biodiversidad de vegetales, animales y hongos proporcionando hábitats, anidación y refugio de una gran variedad de organismos (Quirós-Rodríguez et al., 2017). En la zona existe una sustancial influencia de corrientes marinas y desbordes de aguas del río Sinú que formaron las llanuras litoral y deltaica que hoy se conocen como manglares además de ciénagas, marismas y caños en el antiguo delta del río (Dueñas et al., 2012).

Está demostrada la existencia de metales pesados, cadmio (Cd), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y aluminio (Al) en agua, sedimento, peces y aves en la bahía Cispatá (Paternina-Uribe, 2011; Cuello y Lora, 2011; Burgos et al., 2014; Burgos-Núñez et al., 2017). La presencia de metales en la bahía está relacionada con la operación del distrito de riego de la Doctrina y de la terminal petrolera Ecopetrol, así como con la cría de ganado de forma extensiva, construcción de estanques para el cultivo de camarones, inadecuada gestión de los desechos domésticos y despliegue de actividades turísticas poco planificadas que han contribuido a la contaminación del estuario (Rojas y Sierra-Correa, 2010; Feria et al., 2010; Arteaga et al., 2017). Recientemente, Marrugo et al. (2017) confirmaron concentraciones de Cu, Ni, Pb, Cd, Hg y Zn en suelos en un área circundante a la bahía, sugiriendo que la contaminación se deriva principalmente de prácticas agrícolas, donde los metales llegan por escorrentías a la zona estuarina, de hecho varios fertilizantes que contienen fracciones pequeñas de Zn y Cu, se utilizan para incorporar estos elementos en suelos deficientes, además, el Cu se emplea como alguicida; mientras que el As, el Cd y el Hg son componentes de algunos fungicidas, y pueden estar presentes en los fertilizantes de fosfato (Burgos-Núñez et al.,

2017). Otra ruta de entrada de los metales pesados en ambientes marinos incluye el transporte atmosférico de polvo y sedimentos del suelo a través de flujos y formas fluviales (Rosas-Rodríguez, 2001). Resaltando que los metales pesados tienen un carácter acumulativo dado que no son biodegradables, por tanto, su concentración en el ambiente no disminuye con el tiempo, a diferencia de los contaminantes orgánicos (Alloway, 1990; Facchinelli et al., 2001; Moraga, 2015).

Los macromicetos son esenciales en el equilibrio ecológico de los ecosistemas como descomponedores, transforman la materia orgánica en sustancias más simples y asimilables por otros seres vivos (Mata et al., 2003; Bendayan, 2010). La alta productividad de materia orgánica asociada a la degradación de biomasa vegetal procedente de los árboles y de la vegetación en el manglar (Sosa et al., 2009), favorece el crecimiento y desarrollo de hongos macromicetos que degradan la materia orgánica (Lobo y Sridhar, 2003), estos organismos poseen potencial de bioabsorción y son efectivos cuando se trata de acumular metales pesados en ambientes contaminados (Sesli y Tüzen, 1999). Algunos metales pesados son esenciales en los procesos fisiológicos normales, sin embargo, en altas concentraciones tienen efectos perjudiciales en la salud humana y en la biota al ingresar a las cadenas tróficas (Lorenzo-Márquez et al., 2015). Es importante destacar que los cambios biológicos manifestados por las especies, poblaciones o comunidades permiten dar señales de posibles alteraciones de los ecosistemas relacionadas principalmente a actividades de origen antropogénico (Manrique et al., 2013) generando información cualitativa y cuantitativa que indica las condiciones del sistema (Argota et al., 2013), en concordancia con lo anterior, se sugiere establecer seguimiento y control de la entrada de metales pesados en diferentes puntos de la bahía Cispatá (Cadavid-Velásquez et al., 2019). El objetivo de la investigación fue cuantificar las concentraciones de metales pesados Ni, Cu, Mn, Cr, Zn, Co, Hg, Pb y Cd en la bahía Cispatá y su movilidad desde el sedimento, sustrato hospedero hasta los hongos macromicetos destacando su capacidad bioacumuladora.

Materiales y métodos

La bahía de Cispatá ubicada entre 09°25'12" N-09°20'8" N y longitudes 75°47'37" W - 75°55'30" W (Figura 1). Para seleccionar las estaciones de muestreo se realizó un recorrido por la Bahía Cispatá identificando sectores con mayor presencia de macromicetos estableciéndose tres zonas, dada su ubicación estratégica al estar expuestas a fuentes contaminantes de metales pesados (Paternina-Uribe, 2011; Cadavid-Velásquez et al., 2019). Ciénaga Soledad está influenciada por el aporte de agua y sedimentos del sistema de riego La Doctrina y zona aledaña a la antigua camaronera Agrosoledad; en Caño Palermo se establecieron asentamientos humanos hasta el año 2010 y Punta Róbalo se encuentra alejada de asentamientos humanos y cercana al mar abierto-influenciada por el tránsito de barcos petroleros hacia la terminal de Coveñas.

Fase de campo

Recolección de sedimento. Se tomaron tres submuestras distribuidas en un punto cardinal, a

partir del punto de referencia tomado con un GPS y a un radio de 2 m (Paternina-Uribe, 2011); con lo anterior se obtuvieron tres muestras representativas del ecosistema de cada una de las tres estaciones, que se almacenaron en bolsas de polietileno previamente rotuladas, lavadas y refrigeradas hasta el análisis en el Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba.

Recolección de macromicetos y sustrato. Utilizando el método oportunístico (Mata et al., 2003, 2009) se recolectaron especímenes de hongos jóvenes y adultos, con ayuda de espátula se excavó cuidadosamente a más o menos 3 cm de profundidad por debajo de la base del hongo para no afectar demasiado el estípite, la volva (en caso de estar presentes) o el micelio, removiendo conjuntamente una porción de sustrato, para ser envueltos separadamente en fundas de papel kraft (etiquetadas con su fecha, sitio de muestreo, identificación preliminar del hongo, hábitat y sustrato) y transportadas dentro de canastas hasta el laboratorio de Ecología de la Universidad de Córdoba. Se efectuó el censo de

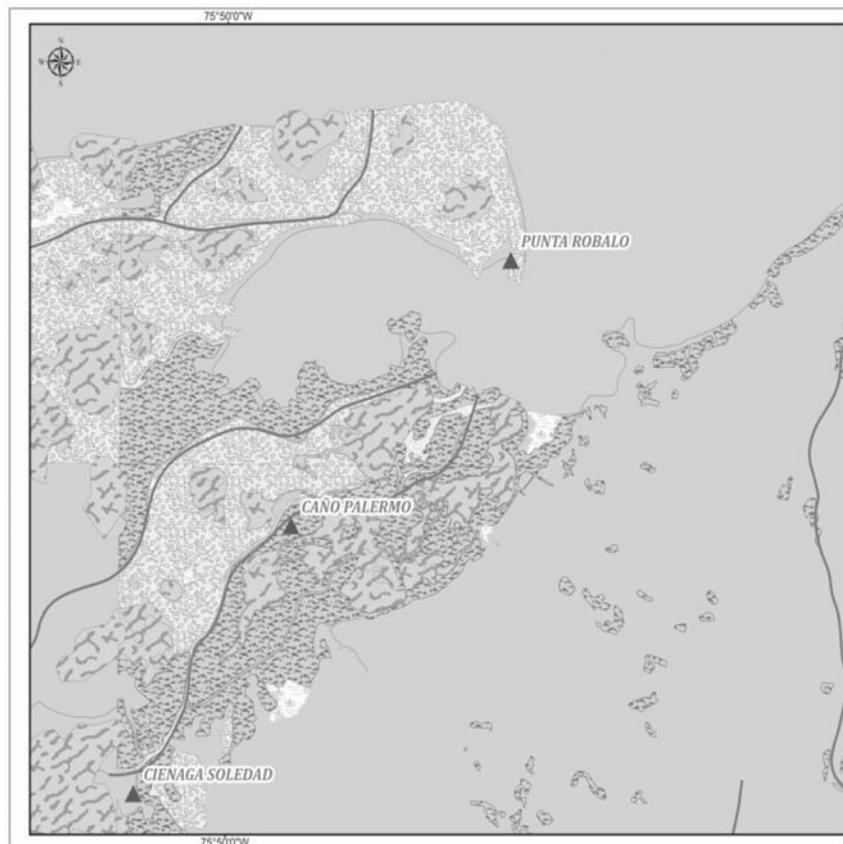


Figura 1. Sitios de muestreo durante las tres salidas. Bahía Cispatá, Córdoba-Colombia. Fuente: autor.

especímenes y un adecuado relevamiento fotográfico (Mata et al., 2009).

Fase de laboratorio

Caracterización de macromicetos. La identificación macroscópica se necesitó de una buena observación con lupa, y a través de un estereoscopio Nikon SMZ-2T y búsqueda de bases de datos mediante claves taxonómicas que proporcionaron información confiable de las características de los diferentes tipos de hongos recolectados (Franco y Uribe, 2000; Mata et al., 2003; Morán y Sarmiento, 2005; Mata et al., 2009) hasta la categoría de género. Identificación realizada en el Laboratorio de Ecología de la Universidad de Córdoba, evitando pérdidas de humedad, cambios de tamaño y color, aspectos importantes a nivel taxonómico.

Análisis de metales pesados. Se tomaron de 50 a 100 g del cuerpo fructífero de los géneros recolectados. Las muestras fúngicas limpias de desechos forestales y de sustrato hospedero, se secaron en una estufa a 60°C hasta obtener un peso constante (Moyano et al., 2010). Posteriormente se molieron en mortero de ágata y los materiales resultantes se codificaron y almacenaron en recipientes herméticos de plástico para su posterior análisis, siguiendo el mismo protocolo para el sustrato hospedero. Las muestras de sedimento se homogenizaron y se secaron hasta peso constante en un horno con circulación de aire a 50 °C y tamizándose a 2 mm (Moyano et al., 2010; Torregrosa-Espinoza et al., 2018). Los contenidos de metales pesados fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica, con llama de aire-acetileno (Mn, Ni, Cr, Co), vapor frío (Hg) y mediante voltametría (Pb, Cd, Cu, Zn). Para la determinación de las concentraciones totales de los metales en sedimentos, se tomó una muestra de un gramo (peso seco) y se adicionó 10 mL de una mezcla de ácido nítrico y ácido clorhídrico en relación de 6:2 durante 2 horas o hasta su digestión completa (USEPA, 1988; Dunder, 2007; Karadede-Akin et al., 2007; Macías et al., 2008). El Hg se digirió y se trató mediante la adición de una mezcla de ácidos: ácido Sulfúrico (H₂SO₄), ácido Nítrico (HNO₃) y permanganato de potasio (KMnO₄) y su análisis se realizó por la técnica de absorción atómica acoplada a vapor frío (Marrugo et al., 2008).

Control de calidad. Se realizó usando los materiales de referencias de precisión certificados IAEA-086 para Hg, Zn y Cu y IAEA-A-13 para Zn, Cu y Pb en material orgánico de macromicetos y los porcentajes de recuperación lograron valores hasta 90% en todos los casos. La cuantificación de los metales bajo las condiciones del laboratorio donde la curva de calibración, aceptada si poseía un coeficiente de correlación mínimo de 0.998. La exactitud del método se evaluó como la capacidad del método analítico para dar resultados lo más próximos posibles al valor verdadero. Se determinó mediante análisis paralelo por triplicado de muestras de material certificado de referencia de la International Atomic Energy Agency, IAEA – 405 para sedimentos. Cuando fue necesario involucrar concentraciones por debajo del límite de detección en el análisis estadístico, se utilizó un valor igual a la mitad de este (Helsel y Gilliom, 1986; Paternina-Urbe, 2011).

Análisis de datos estadísticos. Los datos de las concentraciones de metales pesados en géneros de hongos macromicetos se expresaron como la media de las concentraciones en peso seco de los análisis por triplicado \pm la desviación estándar. Se aplicaron diagramas de boxplot para verificar la existencia de datos atípicos. Posteriormente, las pruebas de normalidad Anderson-Darling, Jarque-Bera para verificar la distribución paramétrica de los datos, aplicándose la prueba de Kruskal-Wallis para señalar diferencias significativas. El criterio de significancia para los análisis estadísticos se estableció en $P < 0,05$ (Miller y Miller, 2002).

Resultados

Concentración de metales pesados en sedimentos. Los estudios han demostrado que los sedimentos son el destino final de los contaminantes, actuando como sumideros y a la vez como una fuente de metales pesados por sus propiedades físicas y químicas. El sedimento de la zona de manglar de bahía Cispatá presentó todos los metales pesados estudiados y es responsable de la existencia de estos contaminantes en los organismos del ecosistema. Todas las concentraciones de metales pesados en sedimento de las estaciones de muestreo para cada salida de campo (Figura 2), se observa que el metal

de mayor concentración en todas las salidas fue el Mn, seguido del Zn, Cr y Cu.

Concentración de metales pesados en macromicetos y sustrato. Se recolectaron 78 muestras de hongos macromicetos pertenecientes a 19 géneros *Cerrena*, *Trametes*, *Pleurotus*, *Daldinia*, *Polyporus*, *Auricularia*, *Daedalea*, *Postia*, *Lenzites*, *Crepidotus*, *Tyromices*, *Earliella*, *Hexagonia*, *Perenniporia*, *Ceriporia*, *Chandrosterum*, *Marasmiellus*, *Mycena* y *Oudemansiella* (Figura 3).

Los resultados evidencian que los géneros más bioacumuladores de metales pesados fueron, para

Mn y Zn (*Crepidotus* Mn 171,26 mg kg⁻¹ y Zn 36,78 mg kg⁻¹), *Marasmiellus* con una máxima concentración de Cr (8,44 mg kg⁻¹), *Mycena* con Ni (11,59 mg kg⁻¹). Del mismo modo, la máxima concentración del cobre se observó en el género *Polyporus* (27,54 mg kg⁻¹); la mayor concentración de Co en *Trametes* (9,99 mg kg⁻¹) y para el Hg *Oudemansiella* (0,055 mg kg⁻¹), el mayor bioacumulador de Pb fue *Chandrosterum* (4,13 mg kg⁻¹) y *Chandrosterum* con una máxima concentración de Cd (0,11 mg kg⁻¹) (Cadavid-Velásquez et al., 2019, p. 5) (Figura 4).

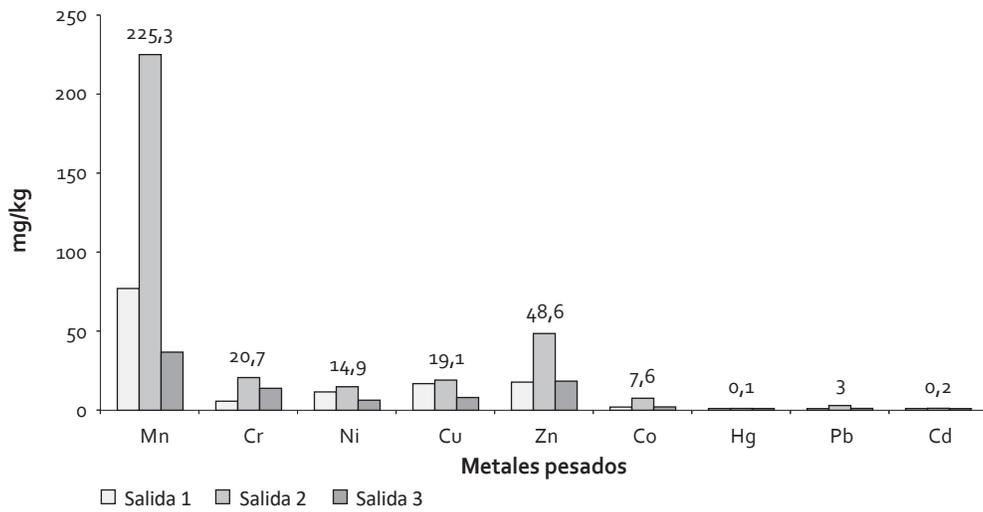


Figura 2. Promedio de concentración de metales pesados en sedimento (mg kg⁻¹ peso seco) en tres salidas

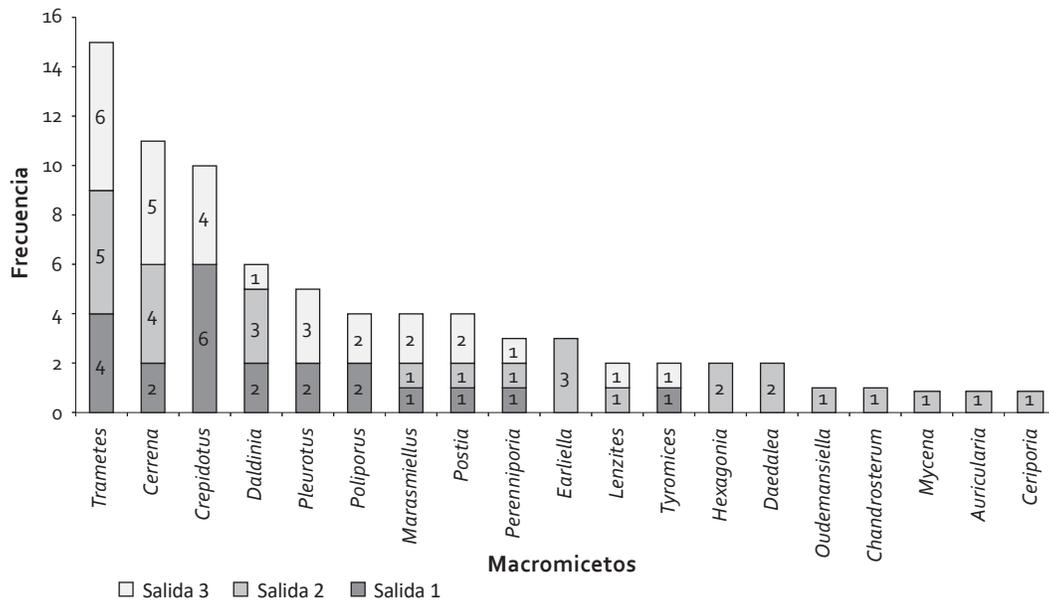


Figura 3. Frecuencia de recolecta de cantidad de hongos macromicetos durante las salidas de campo

Se seleccionó el mangle rojo como el sustrato más representativo dado el predominio de crecimiento de hongos en él, de las 43 muestras de sustratos estudiadas, 40 pertenecieron a éste, una a mangle

blanco, una a mangle negro y una a nido de termitas (Tabla 1).

Alonso (2006) sostiene que, a partir de acumulaciones de los suelos y datos de los carpóforos, se

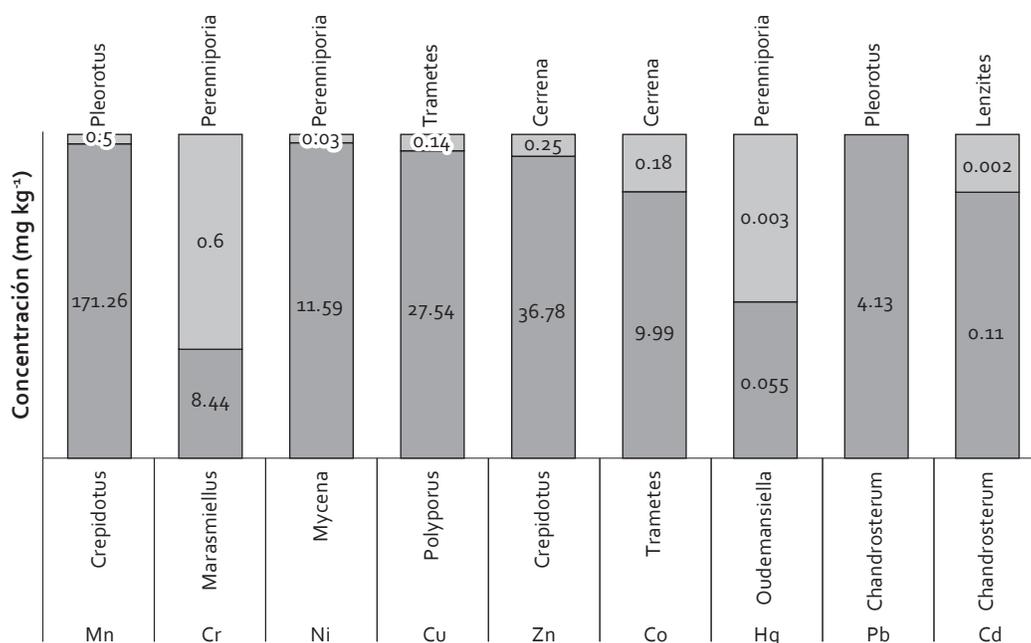


Figura 4. Macromicetos con valores máximos y mínimos de concentración

Tabla 1. Concentración de metales pesados en sustrato (kg mg⁻¹) de peso seco por salida y sitios de muestreo

Género	No.	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Co	Hg	Pb	Cd
<i>Auricularia</i>	1	78,86	1,13	5,11	1,79	1,9	12,09	0,006	0,042	0,013
<i>Ceriporia</i>	1	15,42	1,33	4,37	5,28	0,35	6,76	0,007	0,381	0,017
<i>Cerrena</i>	5	39,20	4,24	2,15	1,61	6,73	3,10	0,02	0,04	0,01
<i>Chandrosterum</i>	1	13,63	5,4	7,39	1,04	1,12	5,4	0,004	2,481	0,032
<i>Crepidotus</i>	5	58,61	2,66	2,20	3,46	7,13	3,25	0,013	0,079	0,015
<i>Daedalea</i>	1	16,99	2,88	4,52	4,03	10,14	7,49	0,002	0,982	0,197
<i>Daldinia</i>	3	67,73	1,51	3,13	2,87	6,84	4,27	0,005	0,206	0,014
<i>Earliella</i>	2	112,96	1,21	3,04	3,83	2,91	3,37	0,007	0,227	0,020
<i>Hexagonia</i>	1	17,46	0,3	4,31	5,67	3,19	3,23	0,007	0,059	0,021
<i>Lenzites</i>	2	22,55	2,70	1,45	4,46	6,95	1,55	0,018	0,055	0,007
<i>Marasmiellus</i>	2	26,34	1,400	0,58	1,68	6,66	2,95	0,0160	0,092	0,016
<i>Mycena</i>	1	85,53	2,73	12,89	17,69	32,98	6,03	0,011	2,236	0,036
<i>Oudemansiella</i>	1	136,07	6,29	4,88	6,87	3,98	7,01	0,030	0,426	0,032
<i>Perenniporia</i>	2	10,69	1,97	3,93	1,79	7,26	6,12	0,013	0,074	0,017
<i>Pleorotus</i>	2	85,08	2,16	0,48	2,24	11,56	0,80	0,021	0,015	0,004
<i>Polyporus</i>	1	65,19	1,63	0,63	1,52	12,92	1,48	0,017	0,005	0,005
<i>Postia</i>	2	25,63	4,46	2,03	0,48	5,21	3,91	0,006	1,298	0,010
<i>Trametes</i>	6	23,12	2,97	2,74	3,59	8,14	2,54	0,011	0,238	0,004
<i>Tyromices</i>	1	23,32	3,82	2,91	3,71	0,08	4,7	0,007	0,075	0,008

Fuente: Cadavid-Velásquez et al. (2019).

puede calcular los factores de bioconcentración o FBC (cociente entre la concentración metálica en carpóforo y la concentración en el suelo de crecimiento), que muestran su carácter bioacumulador, y que debe ser superior a uno (1) para que sea considerado como herramienta eficiente en la biorremediación de ambientes contaminados (Scragg, 2005; Elekes y Busuioc, 2010). Los resultados de los factores de bioacumulación en función de los valores promedios de concentración de metal pesado en hongos y sustrato (subrayado en la Tabla 2 el $BCF > 1$) muestra que el Hg no se bioacumuló en 13 géneros siendo *Chandrosterum* el más bioacumulador (10,46) seguido de *Tyromices* (9,72); el Pb fue acumulado por 14 géneros con valor mayor (14,46) en *Polyporus*; para el caso del Cu resultaron 7 géneros con

valores entre 1,13 y 5,51 en *Polyporus*, para el Zn se encontraron 11 géneros bioacumuladores siendo 6,0 el mayor valor en *Tyromices*, y el Cd fue acumulado por 13 géneros con valor mayor de 5,0 en *Trametes*.

Es de resaltar que en algunos casos se observó que el macromiceto acumuló más que el sustrato y/o sedimento, registrándose valores de concentración atípicos, coincidiendo con investigadores como Svoboda et al. (2000), Alonso et al. (2004) y Campos et al. (2009), revelando la independencia de la capacidad bioacumuladora de los hongos macromicetos con respecto al medio donde se desarrolla. Se observa la movilidad de los metales pesados a través del sedimento, sustrato y hongo (Tabla 3), donde muestra sus respectivas bioacumulaciones con una secuencia de concentración normal de cada uno de

Tabla 2. Factores de bioacumulación (BCF) en hongo y sustrato

Género	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Co	Hg	Pb	Cd
<i>Auricularia</i>	0,27	1,48	1,34	0,20	1,05	0,68	0,93	8,82	3,85
<i>Ceriporia</i>	1,02	1,41	0,44	0,93	1,17	0,80	0,78	1,29	1,11
<i>Cerrena</i>	0,33	0,62	0,94	0,93	0,71	0,61	0,42	2,33	0,77
<i>Chandrosterum</i>	1,86	0,14	0,98	1,48	4,44	1,46	10,46	1,66	3,37
<i>Crepidotus</i>	0,61	1,52	2,03	1,92	2,85	1,22	0,77	8,48	0,67
<i>Daedalea</i>	0,63	0,99	1,03	1,35	0,03	0,74	4,00	0,02	0,05
<i>Daldinia</i>	0,10	1,84	0,83	0,92	0,98	0,67	2,00	0,49	2,14
<i>Earliella</i>	0,27	0,91	1,27	0,76	1,81	1,33	1,14	2,73	1,50
<i>Hexagonia</i>	0,79	5,47	1,58	0,71	1,93	1,37	1,27	1,01	0,95
<i>Lenzites</i>	0,99	1,13	2,22	0,61	1,60	1,25	0,56	1,45	1,43
<i>Marasmiellus</i>	0,51	2,62	3,66	1,32	0,92	0,88	1,25	1,30	0,63
<i>Mycena</i>	0,84	1,53	0,90	1,13	0,92	0,65	2,13	0,91	2,86
<i>Oudemansiella</i>	0,26	0,88	1,46	0,43	2,63	1,41	1,83	2,13	2,42
<i>Perenniporia</i>	2,88	1,64	0,32	0,78	0,80	0,59	0,77	6,85	0,47
<i>Pleurotus</i>	0,02	1,20	2,25	0,31	0,71	1,04	1,43	2,67	2,50
<i>Polyporus</i>	0,44	0,96	1,14	5,51	0,58	0,79	1,17	14,31	1,00
<i>Postia</i>	0,39	1,07	1,10	1,25	1,38	0,80	1,67	0,72	1,00
<i>Trametes</i>	0,86	0,87	0,75	0,39	1,04	0,85	1,82	0,42	5,00
<i>Tyromices</i>	0,52	0,79	0,90	0,57	6,00	0,77	9,72	1,20	1,13

Tabla 3. Movilidad de metales pesados en sedimento, sustrato y macromicetos (secuencia normal) y valores atípicos con respecto al sustrato y/o sedimento *

Metal	Movilidad			
	[] Sedimento (mg kg ⁻¹) - >	[] Sustrato (mg kg ⁻¹) - >	Hongos asociados al sustrato	> [] Hongo (mg kg ⁻¹)
Mn	111,45	58,61	<i>Crepidotus</i>	35,7
Cr	10,09	6,29	<i>Oudemansiella</i>	5,55
Ni	45,2	12,89	<i>Mycena</i>	11,51

Continúa

Continuación tabla 3. Movilidad de metales pesados en sedimento, sustrato y macromicetos (secuencia normal) y valores atípicos con respecto al sustrato y/o sedimento *

Movilidad				
Metal	[] Sedimento (mg kg ⁻¹) - >	[] Sustrato (mg kg ⁻¹) - >	Hongos asociados al sustrato	> [] Hongo (mg kg ⁻¹)
Cu	9,51	1,61	<i>Cerrena</i>	1,5
Zn	116,19	32,98	<i>Mycena</i>	30,31
Co	3,13	3,91	<i>Trametes</i>	2,17
Hg	0,1	0,02	<i>Cerrena</i>	0,01
Pb	8,41	2,23	<i>Mycena</i>	2,04
Cd	0,03	0,02	<i>Perenniporia</i>	0,01
Valores atípicos				
Mn	40,08	13,63*	<i>Chandrosterum</i>	25,37
Mn	51,6	10,69*	<i>Perenniporia</i>	30,8
Cr	3,49	0,03*	<i>Hexagonia</i>	1,64
Cr	4,04	1,4*	<i>Marasmiellus</i>	3,67
Ni	3,85*	0,58*	<i>Marasmiellus</i>	2,12
Ni	12,63	0,48*	<i>Pleurotus</i>	1,08
Ni	4,01*	4,31*	<i>Hexagonia</i>	6,8
Cu	11,36	1,52*	<i>Poliporus</i>	8,37
Cu	11,94	3,46*	<i>Crepidotus</i>	6,66
Zn	12,08	0,08*	<i>Tyromices</i>	0,48
Zn	18,69	1,12*	<i>Chandrosterum</i>	4,97
Co	4,67*	5,40*	<i>Chandrosterum</i>	7,88
Co	4,67*	7,01*	<i>Oudemansiella</i>	9,88
Hg	0,12	0,007*	<i>Tyromices</i>	0,07
Hg	0,288*	0,02*	<i>Daedalea</i>	0,09
Pb	0,001*	0,007*	<i>Poliporus</i>	0,07
Pb	1,065	0,08*	<i>Crepidotus</i>	0,67
Cd	0,053	0,02*	<i>Trametes</i>	0,004
Cd	0,054	0,013*	<i>Auricularia</i>	0,05

los metales pesados y algunos casos atípicos de concentración en macromicetos, que no siguen una secuencia normal de concentración.

Discusión

Los estuarios, son trampas de sedimentos y por ende sumideros de metales pesados, en fase disuelta se transfieren a determinados materiales en suspensión (García-Ordiales et al., 2015). Los metales pesados poseen interés ambiental porque permiten determinar el nivel de toxicidad en los compartimentos ambientales, su potencial ingreso y afectación en la cadena trófica; debido a la posibilidad que tienen varios de estos elementos de bioacumularse y biomagnificarse (Feria et al., 2010). La bioacumulación de metales pesados en

los macromicetos confirma contaminación en la zona estuarina de la bahía de Cispatá.

Los resultados de la investigación indican que la concentración de los metales pesados en sedimento siguen la secuencia de acumulaciones en orden decreciente de Mn>Zn>Cr>Cu>Ni>Co y Pb>Cd>Hg; el efecto en la tolerancia y la acumulación de metales que tienen los hongos depende de las propiedades físicas y químicas de los suelos y el tipo de planta hospedera (Castañón et al., 2013), de igual manera, el sedimento determina la disponibilidad y la movilidad de los metales hasta los hongos, quienes dependen del sustrato específico sobre el que se desarrolla el micelio, y definen la mayor o menor capacidad acumulativa según

sus necesidades nutricionales (Gadd, 2003, 2004; Campo, 2010; García et al., 2018).

En los géneros macromicetos estudiados, el factor de bioacumulación es diferente según el metal que se concentra en el cuerpo fructífero en relación con la movilidad del metal desde el sustrato hospedero hasta el hongo. Por tanto, el nivel de concentración de metales en hongos aumenta con el incremento del contenido de éste en el medio y con el aumento de factores físicoquímicos. Por ejemplo, un incremento de la humedad del suelo ha incidido positivamente en el aumento de la movilidad de cobre y zinc facilitando su absorción y acumulación en el cuerpo fructífero de los hongos (Elekes y Busuioc, 2010), mientras que la acumulación de cadmio en hongos se debe a la presencia de ciertas macromoléculas implicadas en la captación de este metal, como la fosfogluco proteína cadmio-micofosfotina y otras proteínas de bajo peso molecular identificadas especialmente en hongos pertenecientes al orden Agaricales, al que pertenecen géneros como *Myce*na (2,82), *Pleorotus* (2,42) y *Oudemansiella* (2,50). Además se ha observado que el crecimiento micelar se ve estimulado por la presencia de cadmio hasta un valor crítico, planteando la posibilidad de que este elemento pudiera ser un factor de crecimiento para estos organismos (Alonso et al., 2004).

La movilidad de metales pesados entre los diferentes compartimentos de un ecosistema puede presentar concentraciones normales o atípicas, como las observadas en este estudio en la migración sedimento-sustrato-hongo, donde en algunos casos, el macromiceto acumuló más que el sustrato y/o sedimento, lo que es explicado por Campos et al. (2009), al atribuir mayor incidencia a los aspectos fisiológicos de cada especie de hongo que al hábitat y el sustrato, aunque otros autores han indicado que la composición del sustrato es un factor importante a considerar (Cocchi et al., 2006; Svoboda et al., 2000). El comportamiento atípico podría estar relacionado con la presencia de proteínas específicas y otras macromoléculas implicadas en la recepción y el transporte de metales, que es un factor ligado a la genética del hongo que sería responsable de la capacidad de acumulación en cada especie. Todos los procesos biológicos y ecológicos y sus interacciones

determinarían la capacidad de recepción y acumulación de metales en el micelio, muchos de estos factores y la importancia tanto biológica como ecológica que pueden tener en el ecosistema no son bien conocidos por tanto se deben seguir estudiando (Alonso et al., 2004; Campos et al., 2009). Por otra parte, Svoboda et al. (2000), sugieren que la acumulación de metales específicos en macromicetos podría ser dependiente de las especies de hongos, sin embargo, Campo et al., (2009), concluye en su estudio, que la capacidad de los hongos para concentrar metales pesados es independiente de la zona donde se encuentran las setas y del sustrato en el que han crecido, lo que invita a seguir en la búsqueda investigativa acerca de la capacidad concentradora de los hongos macromicetos. Un valor atípico encontrado en la secuencia de concentración de metales pesados en hongos, sustrato y sedimento podría depender del estado de desarrollo de los hongos (joven y adulto) (Cadavid et al., 2017) se observó un ligero aumento de algunas concentraciones de metales pesados en el estado joven del hongo, mostrando preferencia por ciertos metales pesados (Damodaran et al., 2015).

Conclusiones

Los hongos macromicetos han sido poco estudiados en las zonas costeras colombianas, sin embargo, esta investigación da cuenta de la movilidad y la bioacumulación de metales pesados en hongos de la bahía de Cispatá. Si bien los valores reportados no revisten una peligrosidad extrema para la salud humana, reflejan el estatus ambiental de la zona. El movimiento de metales pesados a través de los compartimentos ambientales estudiados demuestra que los hongos macromicetos pueden proyectarse como útiles herramientas bioindicadoras por su capacidad bioacumuladora y podrían utilizarse como estrategias de biorremediación.

Agradecimientos: Al Grupo de Investigación de Toxicología y Gestión Ambiental, y al personal de los Laboratorios de Toxicología y Gestión Ambiental y de Ecología de la Universidad de Córdoba

Conflicto de intereses: el manuscrito fue preparado y revisado exclusivamente por los autores, quienes declaran no tener ningún conflicto de interés que ponga en riesgo la validez de los resultados aquí presentados.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, B., 1990. Heavy metals in soils. Blackie & Son, London, UK.
- Alonso, J., 2006. Bioacumulación de metales pesados y otros contaminantes en macromicetos. Recursos Rurais. Serie cursos 3, 19-28.
- Alonso, J., García, M., Pérez-López, M., Melgar, M., 2004. Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación. Rev. Toxicol. 21(1), 11-15.
- Álvarez-León, R., Polanía, J., 1996. Los manglares del caribe colombiano: síntesis de su conocimiento, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact. Fis. Nat. 20(78), 447-464.
- Argota, G., Lannacone, J., Fimia, R., 2013. Características de *Gambusia punctata* (poeciliidae) para su selección como biomonitor en cotoxicología acuática en Cuba. The Biologist 11(2), 229-236.
- Arteaga, G., Marrugo, J., Sánchez, J., 2017. Plaguicidas en canales de riego del distrito de La Doctrina (Córdoba-Colombia). Temas Agrarios 23(1), 20-36.
- Bendayan, M., 2010. Análisis comparativo de la diversidad y abundancia de hongos de la clase basidiomicetes en dos tipos de bosques de la carretera Iquitos-Nauta. Tesis de maestría. Escuela de Postgrado Sección de Ecología y Desarrollo Sostenible, Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Iquitos, Perú.
- Burgos, S., Marrugo, J., Urango, I., Navarro, A., 2014. Mercury in *Pelecanus occidentalis* of the Cispatá bay (Colombia). Rev. MVZ Córdoba 19(2), 4168-4174. <https://doi.org/10.21897/rmvz.110>
- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómata, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Urango-Cárdenas I., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay, Colombia: a marine tropical ecosystem. Mar. Pollut. Bul. 120, 379-386. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Cadavid, E., Marrugo, J., Pérez, N., 2017. Metales pesados en macromicetos asociados al manglar en la Bahía Cispatá, Córdoba-Colombia. Seminario Maestría. Universidad de Córdoba, Montería, Colombia.
- Cadavid-Velásquez, E., Pérez-Vásquez, N., Marrugo-Negrete, J., 2019. Metales pesados en macromicetos del manglar de la bahía Cispatá, Córdoba, Colombia. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 22(2):e1082. <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1082>
- Campos, J., Tejera, N., Sánchez, C., 2009. Substrate role in the accumulation of heavy metals in sporocarps of wild fungi. BioMetals 22, 835-841. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10534-009-9230-7>
- Castañón, P., Vanegas, M., Lobos, M., Gaete, H., 2013. Influencia de micorrizas arbusculares *Glomus* spp. en el crecimiento y acumulación de cobre en girasol *Helianthus annuus* L. Agrociencia 47, 309-317.
- Cocchi, L., Vescovi, L., Petrini, L., Petrini, O., 2006. Heavy metals in edible mushrooms in Italy. Food Chem. 98, 277-284. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.05.068>
- Cuello, N., Lora, E., 2011. Evaluación de *Holothuria floridana* como biomonitor de contaminación por metales pesados en la bahía de Cispatá, departamento de Córdoba Tesis de grado. Departamento de Biología, Universidad De Córdoba, Montería, Colombia.
- Damodaran, D., Shetty, V., Balakrishnan, R., 2015. Interaction of heavy metals in multimetal biosorption by *Galerina vittiformis* from soil. Bioremediat. J. 19(1), 56. DOI: <https://doi.org/10.1080/10889868.2014.939135>
- Dueñas, P., Campos, H., Quirós, A., 2012. Los crustáceos decápodos del Departamento de Córdoba, Colombia. Biodiversidad de la fauna de crustáceos decápodos en el Caribe colombiano. Editorial Académica Española, Saarbrücken, Alemania.
- Dundar, U., 2007. The effect of gallium arsenide aluminum laser therapy in the management of cervical myofascial pain syndrome: a double blind, placebo-controlled study. Clin. Rheumatol. 6, 930-934. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10067-006-0438-4>
- Elekes, C., Busuioc, G., 2010. Heavy metals bioaccumulation in species of wild growing mushrooms. Lucr. Ştiinţ. 53(2).
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environ. Pollut. 114, 313-324. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00243-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00243-8)
- Feria, J., González, H., Marrugo, J., 2010. Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia. Rev. Fac. Ing.-Univ. Ant. 55, 35-44.
- Franco, A., Uribe, E., 2000. Hongos Agaricales y Boletales de Colombia. Biota Colomb. 1(1), 25.
- Gadd, G., 2003. Geomycology: fungi in mineral substrate. Mycologist 17, 98-107. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0269915X03003112>
- Gadd, G., 2004. Mycotransformation of organic and inorganic substrates. Mycologist 18, 60-70. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0269915X04002022>
- García, C., Villada, L., Gómez, Robayo, J., 2018. Evaluación de la adaptación de *Helianthus annuus* en asociación con hongos micorrízicos en suelos contaminados con plomo. Cuad. Activa 10(1), 93-111.
- García-Ordiales, E., Loredó, J., Cienfuego, P., Covelli, Flor-Blanco, G., Fontolan, G., Roqueñi, N., Ordoñez, A., Flor, G., 2015. Metales pesados y metaloides en sedimentos de las Marismas del Estuario del río Nalón (Norte de España). Comunicações Geológicas 102(Especial I), 69-72
- Helsel, D., Gilliom, R., 1986. Estimation of distributional parameters for censored trace-level water-quality data. I. Estimation Techniques. Water Resour.

- Res. 22, 135-146. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR022i002p00147>
- Karadede-Akin, H., Unlu, E., 2007. Heavy metal concentrations in water, sediment and fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 131, 323-337. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9478-0>
- Lobo, M. y Sridhar, K., 2003. Diversity of filamentous fungi on woody litter of five mangrove plant species from the southwest coast of India. *Fungal Divers.* 14, 109-126.
- Lorenzo-Márquez, H.; Torres-Dosal, A.; Barba-Macías, E.; Ilizaliturri-Hernández, C.; Martínez-Salinas, R.; Morales-López, J.; Sánchez-Moreno, I. 2015. Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys* spp.) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usamacinta, México. *Rev. Internal Contaminación Ambiental.* 32(2):153-164. <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.02>
- Macías, F., Calvo de Anta, R., 2008. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, España.
- Manrique, W., Figueiredo, M., Machado-Neto, J., 2013. Dissipation and environmental risk of fipronil on aquatic environment (Perú). *Biologist* 11(1), 107-117.
- Marrugo, J., Pinedo, J., Diez, S., 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environ. Res.* 154, 380-388. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.02>
- Marrugo, J., Verbel, J., Ceballos, E., Benitez, L., 2008. Total mercury and methylmercury concentration in fish from de Mojana región of Colombia. *Environ. Geochem. Health* 30, 21-30. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Mata, M., Halling, R., Mueller, G., 2003. Macrohongos de Costa Rica. Vol. 2. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Mata, M., Umaña, L., Chaves, J., 2009. Documento borrador de referencia protocolo para la recolecta, descripción, identificación y mantenimiento de hongos. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. pp. 4-14.
- Miller, J., Miller, J., 2002. Estadística y quimiometría para química analítica. Prentice Hall, London.
- Moraga, D., 2015. Evaluación de la toxicidad y de la bioacumulación del Cu en un cultivo acumulador (*Lactuca sativa* L.) y otro no acumulador (*Solanum lycopersicum* L.) en suelos agrícolas mediterráneos representativos, como base para la propuesta de estrategias de gestión. Tesis doctoral. Univesitat de Valencia. Valencia. España.
- Morán, S., Sarmiento, M., 2005. Guía ilustrada de macrohongos de yuca. Programa Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. Tesis de maestría. Universidad de Zamorano. Zamora, Honduras.
- Moyano, A., García-Sánchez, A., Fernández-Toirán, L., Charro, E., 2010. Metales pesados en hongos de áreas contaminadas. *Rev. Ciênc. Agrár.* 33(1), 13-21.
- Paternina-Urbe, R., 2011. Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Ciénaga la Soledad y Bahía de Cispatá, cuenca del Bajo Sinú, departamento de Córdoba. Departamento de Química. Tesis de maestría. Universidad de Córdoba, Montería, Colombia.
- Quiróz-Rodríguez, J., Medrano-Mangones, W., Santafé-Patiño, G., 2017. Esponjas (Porifera: Demospongiae) de raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* en la bahía de Cispatá, Córdoba, Caribe colombiano. *Rev. Mex. Biodivers.* 88(1), 80-85. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.023>
- Rojas, G., Sierra-Correa, P., 2010. Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispatá - La Balsa - Tinajones y sectores adenaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Serie de Publicaciones Especiales 18. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS); Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), Santa Marta, Colombia.
- Rosas-Rodríguez, H., 2001. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Barcelona, España. Tesis de grado. Departament d'Enginyeria Minera i Recursos Naturals. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona, España.
- Scragg, A., 2005. Environmental biotechnology. Oxford University Press, New York, NY.
- Sesli, E., Tüzen, M., 1999. Levels of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi growing in the East Black Sea Region of Turkey. *Food Chem.* 65, 453-460. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0308-8146\(98\)00194-0](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(98)00194-0)
- Sosa, T., Sánchez, J., Melgarejo, L., 2009. Papel funcional de los hongos en ecosistemas de manglar. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 38(1), 39-57.
- Svoboda, L., Zimmermannová, K., Kalac, P., 2000. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter. *Sci. Total Environ.* 246(1)31, 61-67. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00411-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00411-8)
- Torregrosa-Espinoza, A., Martínez-Mera, E., Castañeda-Valbuena, D., González-Márquez, L., Torres-Bejarano, F., 2018. Contamination Level and Spatial Distribution of Heavy Metals in Water and Sediments of El Guájaró Reservoir, Colombia. *B. Environ. Contam. Tox.* 101(1), 61-67. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2365-x>
- USEPA, 1988. Method 3052, acid digestion of sediments, sludges, and soils. Washington, DC.

