





Plaguicidas organoclorados en murciélagos (Chiroptera) asociados al bosque húmedo tropical en Córdoba, Colombia

Organochlorated pesticides in bats (Chiroptera) associated with the tropical rainforest in Córdoba, Colombia

Javier Alfonso Racero-Casarrubia ^{1,2*}, Jesús Ballesteros Correa ¹, José Marrugo-Negrete ³,
José Joaquín Pinedo-Hernández ³

- Recibido: 10/mar/2020
- Aceptado: 29/oct/2020
- Publicación en línea: 04/nov/2020

Citación: Racero-Casarrubia JA, Ballesteros J, Marrugo-Negrete J, Pinedo-Hernández J. 2021. Plaguicidas organoclorados en murciélagos (Chiroptera) asociados al bosque húmedo tropical en Córdoba, Colombia. *Caldasia* 43(2):320-330. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.84862>

ABSTRACT

Research on environmental toxicity due to the use of pesticides have been carried out mainly in terrestrial mammals but there is little information related to organochlorine pesticides in bats, that, taking into account the functional role of these animals as insectivores, frugivorous, and pollinators, it may probably be causing a negative impact on the health of natural ecosystems. In Colombia, there are no studies that document this problem. The objective was to determine the presence of organochlorine pesticides in the bat assembly of tropical rainforest in Córdoba, Colombia. The presence of organochlorine pesticides in liver and bat muscle of the Manso-Tigre sector, an area of bh-T with peasant occupation, was evaluated. The concentration of organochlorine pesticides such as Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor epoxide, α -BCH, β BCH, γ -BCH, 2,4-DDD, 2,4-DDT, 4,4-DDE and 4,4-DDT, was determined by gas chromatography. Organochlorine levels in liver and muscle, presented significant statistical differences ($P < 0.05$). Higher organochlorine content in the liver was detected in the species *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Desmodus rotundus* (β -BCH), *Miconycteris microtis* (Aldrin), *Platyrrhinus helleri* (Heptachlor) and *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT); and in muscle tissue were *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Artibeus planirostris* (β -BCH), *Miconycteris microtis* (Aldrin, Heptachlor) and *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT). Organochlorine contamination in bats is possibly related to the use of agrochemicals, insecticides, and phosphate compounds for agricultural use. The results allow us to recognize the importance of bats as a bioindicator of environmental pollution by indicating processes of changes or disturbances in habitats.

Keywords. Agrochemicals, Chiroptera, ecosystem health, environmental pollutants.

¹ Universidad de Córdoba, Colombia (Grupo investigaciones Biodiversidad UNICOR), javierracero@yahoo.es

² Fundación para la Investigación y el Manejo de los Recursos Hidrobiológicos de la Región Caribe Colombiana George DAHL,

³ Universidad de Córdoba, Departamento de Química, Facultad de Ciencias Básicas, Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental. Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental. Montería - Córdoba, Colombia



RESUMEN

Investigaciones sobre toxicidad ambiental por pesticidas se han realizado principalmente en mamíferos terrestres, pero existe poca información sobre plaguicidas organoclorados en murciélagos. Teniendo en cuenta el papel funcional de este grupo en varios procesos ecosistémicos como insectívoros, frugívoros y polinizadores, su afectación puede estar causando un impacto negativo en la salud de los ecosistemas naturales. En Colombia, no hay estudios que documenten esta problemática; por tanto, el objetivo fue determinar la presencia de plaguicidas organoclorados en el ensamblaje de murciélagos del bosque húmedo tropical (bh-T) en Córdoba, Colombia. Se evaluó la presencia de organoclorados en hígado y músculo de murciélagos del sector Manso-Tigre, un área protegida con ocupación campesina. La concentración de plaguicidas organoclorados como Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptacloro epóxido, α -BCH, β BCH, γ -BCH, 2,4-DDD, 2,4-DDT, 4,4-DDE y 4,4-DDT, se determinó por cromatografía de gases. Niveles de organoclorados en hígado y músculo presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$). Se detectó mayor contenido de organoclorados en hígado en las especies *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Desmodus rotundus* (β -BCH), *Micronycteris microtis* (Aldrin), *Platyrrhinus helleri* (Heptacloro) y *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT). En tejido muscular, la concentración de organoclorados fue mayor en *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Artibeus planirostris* (β -BCH), *Micronycteris microtis* (Aldrin, Heptacloro) y *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT). La contaminación por organoclorados en murciélagos posiblemente está relacionada con el uso de agroquímicos, insecticidas y compuestos fosfatados para uso agrícola. Los resultados permiten reconocer a los murciélagos como bioindicadores de contaminación ambiental al indicar procesos de cambios o disturbios en los hábitats.

Palabras clave. Agroquímicos, contaminantes ambientales, quirópteros, salud de ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es un problema invisible para la mayoría de las personas del común, pero los científicos utilizan seres vivos sensibles a los cambios de las condiciones del hábitat para detectarla. Algunas especies de mamíferos pueden utilizarse como indicadores de contaminación ambiental en los bosques tropicales, teniendo en cuenta su historia de vida y características ecológicas particulares. Entre los mamíferos, los murciélagos presentan casi todos los tipos de gremios tróficos, y participan activamente en el reciclaje de nutrientes y flujos de energía en el ecosistema (Medellín et al. 2000), y otros importantes procesos ecosistémicos. En actividades agrícolas es común el uso de plaguicidas organoclorados para el control de insectos plaga en los cultivos, y de vectores de agentes causantes de enfermedades. Las propiedades de persistencia y bioacumulación de los residuos y sus metabolitos han permitido una distribución en todos los compartimientos ambientales, incluso transportándose hasta sitios remotos

a través de los ríos y corrientes atmosféricas, contaminando los suelos y sedimentos de ecosistemas acuáticos (Laird et al. 2013), para finalmente bioacumularse en los organismos de la red trófica (Marrugo-Negrete et al. 2014).

La naturaleza sintética y el uso indiscriminado de plaguicidas organoclorados (POC) causa contaminación de los ecosistemas, con consecuencias negativas sobre la biodiversidad y varios servicios ecosistémicos. Por sus propiedades lipofílicas se almacenan en tejidos grasos de los organismos, causando daños que incluyen: alteración del sistema inmunológico o endocrino, daños genéticos y hepáticos, desarrollo de cáncer, efectos en la reproducción y en último caso, la muerte (Cobos Gasca et al. 2011, Waliszewski et al. 2013). Los compuestos organoclorados de origen sintético usados masivamente para el control de insectos plagas (Ramírez y Lacasaña 2001), se caracterizan por su baja solubilidad en agua y gran liposolubilidad, lo que les confiere alta persistencia en el ambiente y bioacumulación. Sin duda, el más conocido es el DDT

o Dicloro difenil tricloroetano (1,1,1-tricloro-2,2 bis-etano), un producto del que se han detectado problemas y efectos muy perjudiciales sobre otros organismos (Fernández et al. 1997).

Los murciélagos tienen ciertas particularidades que los hacen potencialmente sensibles a la contaminación por insecticidas organoclorados. Su tamaño pequeño, su metabolismo acelerado, alta longevidad, y en algunos casos, sus posiciones elevadas en la red trófica hacen que cantidades elevadas de contaminantes se bioacumulen en sus tejidos (Alleva et al. 2006, O’Shea y Johnson 2009). Se reconoce que los murciélagos son particularmente sensibles a cambios de la cobertura vegetal y de uso del suelo, por lo que pueden ser utilizados en la evaluación de los efectos de las actividades antrópicas en los ecosistemas (Medellín et al. 2000, Castro-Luna et al. 2007, Hayes y Loeb 2007), y son un excelente grupo bioindicador de la calidad de hábitat (Wickramasinghe et al. 2003, Kalcounis-Rueppell et al. 2007). Varios trabajos reportan efectos negativos de

la exposición de murciélagos a plaguicidas organoclorados (Clark Jr y Krynnitsky 1983, Clawson y Clark Jr 1989, Thies y McBee 1994, Thies et al. 1996, Méndez y Álvarez-Castañeda 2000, Clark Jr y Shore 2001). Son ejemplo específico, *Tadarida brasiliensis* I. Geoffroy St.-Hilaire, 1824 que muestra efectos negativos en sus poblaciones (Clark Jr 2001, Bennett y Thies 2007) y *Myotis grisescens* A.H.Howell, 1909 del que se ha reportado mortalidad en poblaciones al sureste de Estados Unidos (Clawson 1991); así mismo, en *Eptesicus fuscus* (Palisot de Beauvois, 1796) se reporta contaminación por DDE, DDT, arsénico y mercurio en el Parque Nacional Rocky Mountain Arsenal en Denver, Colorado (O’Shea et al. 2001).

Los antecedentes evidencian que los murciélagos están siendo afectados por estos contaminantes ambientales, lo que permite predecir consecuencias ecológicas, teniendo en cuenta el importante papel funcional que cumplen en la dinámica de los ecosistemas. En Colombia, no hay información que trate esta problemática, salvo un reporte de la

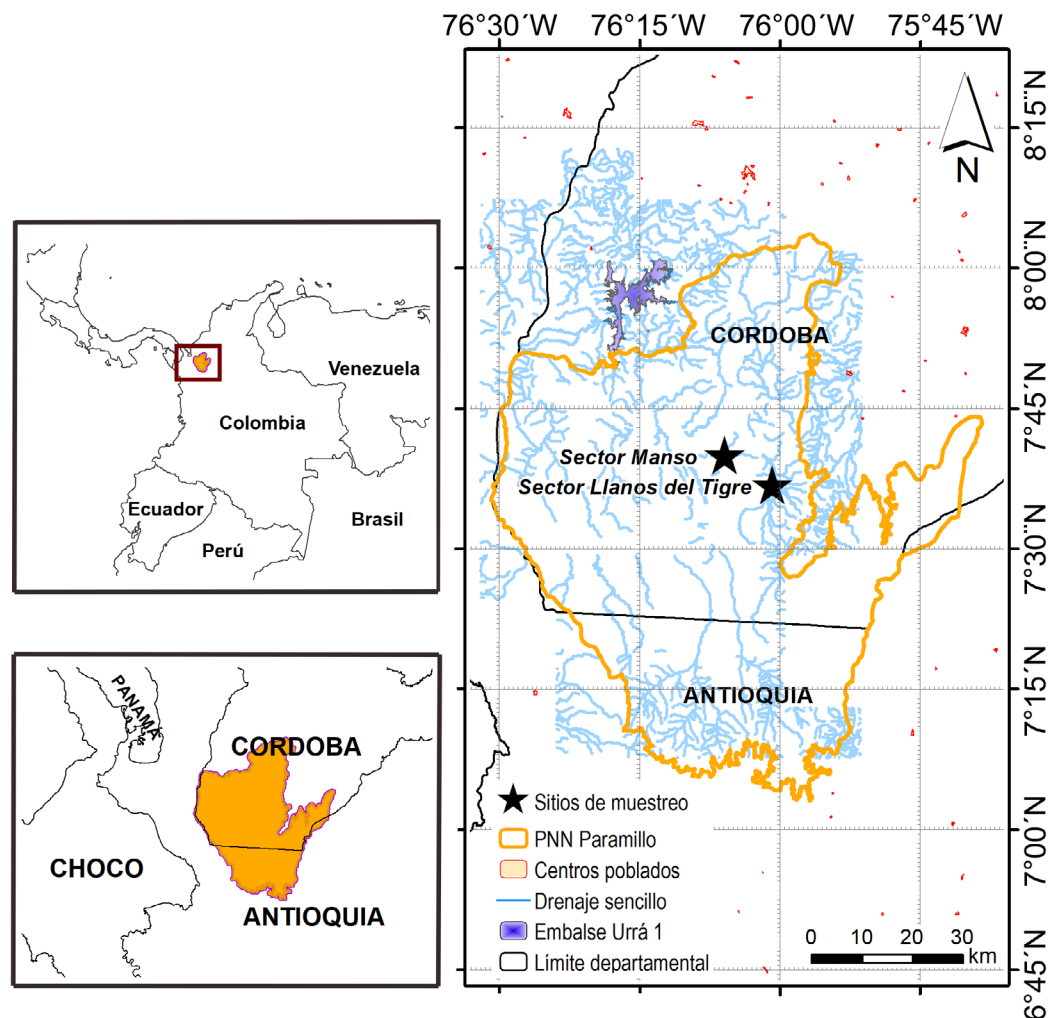


Figura 1. Ubicación puntos de muestreo de Plaguicidas en los Sectores Manso y Tigre del PNN Paramillo.

presencia de metales pesados en especies murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en matrices de ganadería extensiva (Racero-Casarrubia *et al.* 2017). En este escenario, se reporta por primera vez para Colombia contaminación por plaguicidas organoclorados en especies de murciélagos en bosque húmedo tropical (bh-T) al sur del departamento de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el Sector Manso-Tigre del Parque Nacional Natural Paramillo, municipio de Tierralta, al sur del departamento de Córdoba. Este sector corresponde a una zona de vida de bh-T, temperatura promedio 27 °C, humedad relativa del 84,6 % y precipitación anual >2400 mm, con variación altitudinal entre 190-450 m (Palencia-S *et al.* 2006). Los muestreos se realizaron en las veredas Zancón, cuenca del río Manso (07°40'02" Norte y 076°05'50" W), y Llanos del Tigre (07°36'49" N y 076°00'44" W) (Fig. 1), una zona con grandes fragmentos de bh-T (>1500 ha), con alta diversidad de especies arbóreas (Hernández-Camacho *et al.* 1992). Este territorio presenta ocupación campesina, que utilizan agrotóxicos en los cultivos de subsistencia, ganadería y mantenimiento de cultivos ilícitos, además de actividades de extracción de madera.

Métodos de campo

El muestreo de murciélagos se realizó empleando diez redes de niebla de 7 x 2,5 m, desplegadas desde las 18:00 hasta las 06:00 horas. Los murciélagos recolectados se depositaron en bolsas de tela para su transporte al campamento donde fueron procesados e identificados siguiendo claves taxonómicas especializadas (Fernández *et al.* 1988, Timm y LaVal 1998, Linares 2000, LaVal y Rodríguez 2002, Díaz *et al.* 2016), y las descripciones de Gardner (2008). Para la clasificación nomenclatural en general se siguió a Simmons (2005). Las especies fueron clasificadas en gremios tróficos según Soriano (2000), Giannini y Kalko (2005).

A los murciélagos capturados se le tomaron los respectivos datos morfométricos estándar para su identificación, y las hembras preñadas fueron liberadas luego del registro de información. Para la obtención de las muestras de tejido de hígado y músculo, se hizo el procedimiento de sacrificio y disección de los animales utilizando instrumental quirúrgico de acero inoxidable, teniendo en cuenta las normas

éticas, técnicas científicas y administrativas contenidas en la Ley 84 del Congreso Nacional de Colombia 1989 y que están relacionadas para la investigación con animales. Para el análisis de laboratorio se tomó un mínimo 0,5 gr de tejido muscular y hepático de al menos cinco individuos por especie. Los tejidos recolectados fueron empaquetados por separado en recipientes plásticos, codificados, y refrigerados en hielo para su transporte al laboratorio. Se construyó una colección de referencia según Handley (1988) y Yates *et al.* (1996) de los especímenes que se prepararon y conservan siguiendo técnicas estandarizadas. Los especímenes voucher ó testigo fueron depositados en la colección de mamíferos del Museo Javeriano de Historia Natural de la Pontificia Universidad Javeriana en Bogotá (MUJ).

Para obtención de información complementaria, se realizaron 20 entrevistas abiertas no estructuradas a los campesinos residentes de la zona de estudio, donde se les preguntó por el tipo de productos o insumos químicos que utilizaban para el control de plagas en sus cultivos.

Análisis de laboratorio de las muestras

Para la extracción de los plaguicidas organoclorados (POC) Aldrín, Dieldrín, Endrín, Heptacloro epóxido, α -BCH, β -BCH, γ -BCH, 2,4-DDD, 2,4-DDT, 4,4-DDE y 4,4-DDT, se utilizó el método Soxhlet usando una mezcla de hexano:acetona (1:1), con posterior limpieza de los extractos por medio de extracción en fase sólida (Valdespino y Sosa 2017). Para la determinación de plaguicidas se utilizó un cromatógrafo de gases, Thermo Scientific, modelo Trace 1310 con detector de microcaptura de electrones de ^{63}Ni (GC-ECD).

Control de calidad del método

Para asegurar el control de calidad de los datos se analizaron blancos de procedimiento analíticos y matrices adicionales con soluciones patrones, donde no se detectó ningún compuesto objeto de estudio. Todos los solventes usados fueron destilados en vidrio (grado PR) y evaluados para interferencias o contaminación, antes de ser utilizados. Los POC fueron cuantificados por comparación de área de picos de las soluciones experimentales y soluciones estándar externas (Marrugo-Negrete *et al.* 2014). Los coeficientes de correlación (r) para las curvas de calibración fueron > 0,995. El límite de detección del método fue calculado como el promedio más tres desviaciones estándar de diez soluciones blanco (MDL). El porcentaje de recuperación

estuvo entre 79,8 % y 92,9 %, parámetros que confirmaron la aplicabilidad del protocolo de análisis para la determinación de POC en tejidos animales. Los resultados del análisis de cada muestra fueron determinados por triplicado, se presenta el promedio con la desviación estándar. Se utilizó la prueba t de Student para determinar diferencias significativas entre las concentraciones medias de tejidos entre especies, y entre gremios tróficos, empleando el criterio de significancia de $P < 0,05$.

RESULTADOS

Con un esfuerzo del muestreo de 120 horas/red/noche y un éxito de captura del 83 %, se recolectaron 150 murciélagos pertenecientes a cuatro familias taxonómicas y 18 especies

(Tabla 1), las cuales representaron el 34 % de las especies de murciélagos reportadas para el departamento de Córdoba, Colombia. La composición por gremios tróficos del ensamble de murciélagos indica que el gremio más representativo fue frugívoro con un 87 % de dominancia. El 84,6 % de las especies pertenecen a la familia Phyllostomidae. *Carollia castanea* H. Allen, 1890 (31 %), *Sturnira parvidens* Goldman, 1917 (26 %), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) (14 %) y *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) fueron las especies más abundantes.

Los niveles de POC encontrados en tejidos de murciélagos, y por gremio trófico se muestran en la tabla 2. En general, la concentración promedio de plaguicidas en músculo (8,70 µg/kg) fue superior a la encontrada en hígado

Tabla 1. Lista de especies y gremios tróficos de murciélagos registrados en el sector Manso-Tigre en el PNN-Paramillo en el departamento de Córdoba, Colombia.

Familia/Especie	# indiv	Gremio	Grupo funcional
PHYLLOSTOMIDAE			
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	1	Omnívoro	Depredador
<i>Phylloderma stenops</i> Peters (1865)	1	Omnívoro	Depredador
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	2	Carnívoro	Depredador
<i>Desmodus rotundus</i> Geoffroy, 1810	2	Hematófago	
<i>Lonchophylla robusta</i> Miller, 1912	1	Nectarívoro	Polinizador
<i>Carollia castanea</i> H. Allen, 1890	46	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	22	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	2	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	11	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	7	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Uroderma convexum</i> Peters, 1866	2	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	2	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Sturnira parvidens</i> Goldman, 1917	39	Frugívoro	Dispersor de semillas
<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	1	Insectívoro	Controlador de plagas
EMBALLONURIDAE			
<i>Centronycteris</i> sp.	2	Insectívoro	Controlador de plagas
MORMOOPIDAE			
<i>Pteronotus parnellii</i> Gray (1843)	3	Insectívoro	Controlador de plagas
VESPERTILIONIDAE			
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	5	Insectívoro	Controlador de plagas
<i>Eptesicus chiriquinus</i> (Thomas, 1920)	1	Insectívoro	Controlador de plagas

(3,22 $\mu\text{g}/\text{kg}$), con diferencia significativa para α -BCH, Aldrin, Heptacloro y DDE ($P < 0,05$); mientras que, por gremio trófico solo presentó diferencias estadísticas para α -BCH entre las especies insectívoras y carnívoras. Las concentraciones de POC para todas las especies fueron bajas respecto al valor de referencia dosis letal ($\text{LD}_{50} = 40$ ppm) para especies insectívoras del género *Eptesicus* reportada por Luckens y Davis (1964). En tejido muscular el metabolito predominante fue pp-DDE con niveles de concentración entre $< \text{LD}_{50}$ a 85,18 $\mu\text{g kg}^{-1}$, seguido de pp-DDT ($< \text{LD}_{50} - 56,7 \mu\text{g kg}^{-1}$), α -BCH (1,18 – 33,42 $\mu\text{g kg}^{-1}$), Endrín ($< \text{LD}_{50} - 5,76 \mu\text{g kg}^{-1}$), β -BCH ($< \text{LD}_{50} - 2,34 \mu\text{g kg}^{-1}$), Aldrín ($< \text{LD}_{50} - 1,62 \mu\text{g kg}^{-1}$), γ -BCH ($< \text{LD}_{50} - 1,34 \mu\text{g kg}^{-1}$) y Heptacloro ($< \text{LD}_{50} - 1,21 \mu\text{g kg}^{-1}$). Mientras que, en tejido hepático (Tabla 2), la mayor concentración fue de pp-DDT ($< \text{LD}_{50} - 35,1 \mu\text{g kg}^{-1}$), seguido de pp-DDE ($< \text{LD}_{50} - 23,5 \mu\text{g kg}^{-1}$), α -BCH (0,38 – 33,42 $\mu\text{g kg}^{-1}$), Endrín ($< \text{LD}_{50} - 4,02 \mu\text{g kg}^{-1}$), γ -BCH ($< \text{LD}_{50} - 0,89 \mu\text{g kg}^{-1}$), Aldrín ($< \text{LD}_{50} - 0,64 \mu\text{g kg}^{-1}$), β -BCH ($< \text{LD}_{50} - 0,51 \mu\text{g kg}^{-1}$) y Heptacloro ($< \text{LD}_{50} - 0,51 \mu\text{g kg}^{-1}$).

Las especies que presentaron mayor contenido de POC en hígado fueron *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Desmodus rotundus* (β -BCH), *Micronycteris microtis* (Aldrin), *Platyrrhinus helleri* (Heptacloro), *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT). Mientras en músculo, las especies con mayor nivel de organoclorados fueron *Trachops cirrhosus* (α -BCH, γ -BCH, Endrin, pp-DDE), *Artibeus planirostris* (β -BCH), *Micronycteris microtis* (Aldrin, Heptacloro) y *Phyllostomus hastatus* (pp-DDT). Estos resultados indican que la especie carnívora (*Trachops cirrhosus*) presentó las mayores concentraciones de plaguicidas organoclorados.

Entrevistas realizadas a miembros de la comunidad local campesina, permitieron identificar que los tipos de herbicidas de uso más frecuente en el control de malezas en potreros, cultivos de pan-coger y en cultivos ilícitos de coca (*Erythroxylum coca* var. Plowman) en el sector Manso-Tigre son Dicloruro de Paracuat (Paracuat, Gramafin, Cerillo, Gramoxone) y la sal isopropilamina (Glifosato, Panzer).

DISCUSIÓN

La concentración de POC para todas las especies fue tres veces superior en músculo con respecto al tejido hepático. Estos resultados se deben posiblemente a su naturaleza lipofílica y a la compleja estructura molecular de residuos

y metabolitos de POC, lo que permite bioacumularse en mayor proporción en ese tejido, considerado reservorio natural de este tipo de contaminante (Nakataa *et al.* 2005, Cobos *et al.* 2006, Bajaj y Singh 2015). A diferencia del hígado, donde la concentración fue inferior debido probablemente a su rol en el metabolismo, como el principal órgano de regulación y desintoxicación (Quang Le *et al.* 2010, Barhoumi *et al.* 2012, Weber *et al.* 2013).

Independientemente los tejidos analizados, las concentraciones de POC muestran una relación en función del nivel de la red trófica, donde la mayor concentración se presenta en *Trachops cirrhosus*, especie que presenta una dieta a base de ranas, lagartijas y otros vertebrados (Goodwin y Greenhall 1961, Emmons 1990). Se ha demostrado que procesos de bioacumulación y biomagnificación a lo largo de la red alimentaria, están asociados a plantas o animales que contienen estos contaminantes bioacumulados, y que son posteriormente consumidos por herbívoros o depredadores (Valdespino y Sosa 2017), acumulándose en los niveles más altos.

Al comparar las concentraciones de plaguicidas, los niveles encontrados son inferiores a la dosis letal ($\text{LD}_{50} = 40$ ppm) para los insectívoros del género *Eptesicus* (Luckens y Davis, 1964), y los valores reportados para murciélagos frugívoros e insectívoros en diferentes ámbitos geográficos a nivel mundial (Hernández *et al.* 1993, Guillén *et al.* 1994, Clark *et al.* 1995, Thies *et al.* 1996, Swanepoel *et al.* 1999, Clark 2001, Senthilkumar *et al.* 2001, Allinson *et al.* 2006, Kannan *et al.* 2010, Bayat *et al.* 2014, Stechert *et al.* 2014, Racero *et al.* 2017, Valdespino y Sosa 2017). Aunque las concentraciones son bajas, pueden presentar efectos negativos sobre los rasgos morfofisiológicos y reproductivos, debido a fenómenos de bioacumulación y biomagnificación a través de la red trófica, donde los depredadores presentan mayor concentración del contaminante que sus presas (Newman 2014), amenazando la capacidad de dejar prole (Matthiessen 2000, Rattner 2009).

La diferencia de concentración de la contaminación por POC encontrada respecto a otros reportes, posiblemente se debe a que generalmente, la información corresponde a zonas con impacto directo de fuentes antropogénicas; mientras que este estudio se realizó en un área de bosque húmedo tropical en buen estado de conservación, al interior del Parque Natural Nacional Paramillo. Sin embargo, el manejo de actividades agrícolas o establecimiento de

Tabla 2. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en hígado y músculo en murciélagos del sector Manso-Tigre del PNN Paramillo. Valores expresados en microgramos por kilogramos (µg/kg). Gr: Gremio. F= frugívoro, H=hematófago, I=insectívoro, C=carnívoro, O=omnívoro. LD= Límite de detección.

Especie	Gr	α BCH			β BCH			γ BCH			Aldrin			Endrin			Heptacloro			pp-DDT			pp-DDE		
		M	H	M	M	H	M	M	H	M	M	H	M	H	M	M	H	M	M	H	M	M	H		
A. planirostris	F	2,11± 1,12	0,62± 0,43	2,34± 1,18	0,76± 1,12	< LD	< LD	0,47± 0,31	< LD	1,17± 0,48	0,76± 0,64	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	33,22± 8,65	6,35± 1,74		
C. perspicillata	F	25,42± 9,48	7,32± 1,16	0,85± 0,23	0,32± 0,22	1,14± 0,51	0,78± 1,11	1,26± 0,67	0,49± 0,21	4,44± 1,82	3,08± 1,67	0,92± 0,12	0,26± 0,16	24,50± 3,64	15,15± 0,65	64,71± 8,52	15,12± 7,93								
C. castanea	F	1,18± 0,99	0,38± 1,17	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	24,43± 13,62	6,29± 4,08		
D. phaeotis	F	8,75± 4,78	2,04± 1,14	0,41± 0,31	0,17± 0,11	< LD	< LD	1,09± 0,93	0,42± 0,15	2,15± 1,14	1,73± 1,17	0,64± 0,41	0,30± 0,12	< LD	< LD	18,24± 5,76	4,18± 1,19								
S. parvidens	F	8,715± 4,27	3,52± 1,48	< LD	< LD	0,37± 0,23	0,19± 0,13	0,49± 0,12	< LD	1,78± 1,41	1,45± 1,11	0,41± 0,38	0,19± 0,08	23,81± 12,09	14,76± 9,34	32,61± 9,85	9,12± 6,18								
P. helleri	F	12,81± 8,32	3,12± 1,07	0,61± 1,19	0,19± 0,06	< LD	< LD	1,12± 0,54	0,46± 0,32	< LD	< LD	< LD	< LD	1,04± 0,65	16,30± 3,62	52,58± 12,71	14,32± 1,45								
P. stenops	O	11,42± 3,42	5,12± 2,53	< LD	< LD	0,45± 0,23	0,32± 0,11	< LD	< LD	1,12± 0,76	0,91± 0,31	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD								
P. hastatus	O	20,75± 2,56	5,07± 1,18	< LD	< LD	0,87± 0,69	0,48± 0,38	1,17± 0,12	0,45± 0,27	4,23± 1,03	3,47± 1,62	0,95± 0,86	0,156± 0,12	56,72± 1,65	35,15± 23,09	77,66± 14,93	21,72± 16,71								
M. microtis	I	7,93± 1,15	3,29± 1,12	0,52± 0,21	0,26± 0,21	< LD	< LD	1,65± 0,28	0,64± 1,78	< LD	< LD	1,21± 0,14	0,38± 0,10	16,85± 3,79	10,41± 1,14	22,92± 1,75	6,46± 4,34								
P. parnelli	I	5,53± 1,11	1,60± 1,01	< LD	< LD	0,66± 0,18	0,41± 0,14	0,55± 0,15	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	12,27± 1,82	7,56± 3,06	38,78± 4,65	10,89± 1,89								
E. chiriquinus	I	2,41± 5,78	0,90± 0,54	1,11± 0,14	0,25± 0,14	< LD	< LD	1,32± 0,92	0,51± 0,15	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	18,12± 2,63	4,12± 1,71								
D. rotundus	H	8,75± 2,69	2,94± 1,14	0,68± 0,14	0,51± 0,11	< LD	< LD	0,87± 0,24	< LD	2,21± 1,13	1,81± 1,17	< LD	< LD	< LD	< LD	33,12± 21,65	9,35± 1,98								
T. cirrhosus	C	33,42± 2,65	8,05± 3,18	1,11± 0,78	0,34± 0,16	1,34± 1,21	0,89± 0,24	1,52± 0,63	0,59± 0,19	5,76± 1,43	4,02± 3,16	1,17± 1,13	0,26± 0,14	32,20± 0,89	19,96± 7,18	85,18± 54,07	23,50± 18,56								
Promedio		12,2± 9,6 a	3,3± 2,4 b	0,6± 0,5 a	0,2± 0,1 a	0,4± 0,3 a	0,3± 0,2 a	0,9± 0,5 a	0,3± 0,2 b	1,8± 1,6 a	1,4± 1,2 a	0,5± 0,4 a	0,2± 0,1 b	14,8± 12,5 a	9,2± 8 a	38,5± 24,9 a	10,0± 6,9 b								
Frugívoro	F	11,37± 8,90	2,83± 2,54	0,78± 0,64	0,26± 0,23	0,28± 0,12	0,20± 0,19	0,74± 0,47	0,25± 0,22	1,60± 1,52	1,19± 1,16	0,52± 0,42	0,23± 0,17	12,46± 13,62	7,73± 6,42	37,60± 17,61	9,19± 4,57								
Omnívoro	O	16,09± 6,60	5,10± 0,03	< LD	< LD	0,66± 0,30	0,40± 0,11	0,61± 0,49	0,25± 0,18	2,68± 1,48	2,19± 1,81	0,50± 0,44	0,10± 0,07	28,38± 20,06	17,60± 14,82	38,83± 24,84	10,89± 5,32								
Insectívoro	I	12,32± 2,75 a	3,46± 1,23 a	0,70± 0,53	0,23± 0,12	0,53± 0,35	0,35± 0,21	1,26± 0,56	0,45± 0,31	< LD	< LD	0,62± 0,57	0,19± 0,18	15,31± 8,65	9,50± 5,35	41,22± 10,78	11,21± 3,42								
Hematófago	H	8,75± 2,69	2,94± 1,14	0,68± 0,14	0,51± 0,11	< LD	< LD	0,87± 0,24	< LD	2,21± 1,13	1,81± 1,17	< LD	< LD	< LD	< LD	33,12± 21,65	9,35± 1,98								
Carnívoro	C	33,42± 2,65 b	8,05± 3,18 b	1,11± 0,78	0,34± 0,16	1,34± 1,21	0,89± 0,24	1,52± 0,63	0,59± 0,19	5,76± 1,43	4,02± 3,16	1,17± 1,13	0,26± 0,14	32,20± 0,89	19,96± 7,18	85,18± 54,07	23,50± 18,56								

cultivos ilícitos que se desarrollaron en el pasado reciente o que se mantienen en zonas aledañas al área de estudio (PNN-P 2014), presentan aun impactos negativos por estos contaminantes debido a su persistencia y movilización de los contaminantes por los diferentes compartimientos ambientales, (O'Brien et al. 2016).

Cabe resaltar, los murciélagos tienen gran capacidad de movilidad y variado régimen alimenticio, permitiendo explorar y forrajear en diferentes estratos del bosque y lugares de la matriz del paisaje, exponiéndose a una amplia gama de tenses ambientales, como los POC o otros contaminantes como, por ejemplo: paracuat o glifosato utilizado para el control de malezas y la erradicación de cultivos ilícitos. En este escenario ambiental, se genera un riesgo potencial, al ser estos agroquímicos precursores de efectos tóxicos de gran impacto a lo largo del tiempo (Allinson et al. 2006, Mispagel et al. 2004, Rattner 2009, Gonzalez-Jauregui et al. 2012, Medellín y Viquez-R 2014, García-Besné et al. 2015).

Los resultados indican que el DDT, aunque fue prohibido hace mucho tiempo en Colombia (FAO 1996), aún se encuentra en metabolitos que pueden representar riesgo para las poblaciones animales, y particularmente para los murciélagos, debido a su alta biomagnificación asociada a la dieta y características lipofílicas que permiten que estos plaguicidas puedan ser absorbidos por los organismos pudiendo generar mortalidad (Buchweitz et al. 2018); razón por lo cual esta información es más preocupante aún al tratarse de un área protegida como el PNN-Paramillo, donde la conservación de la fauna y flora es un objetivo prioritario (PNN-Paramillo 2014).

En conclusión, los resultados permiten reconocer la importancia de los murciélagos como bioindicadores de contaminación ambiental en áreas de bh-T. Debido a la alta tasa reproductiva, muchas especies de murciélagos responden de manera bastante rápida a los cambios ambientales, mostrando una veloz reducción de las poblaciones (Jones et al. 2009); por tanto, la información obtenida es importante para evaluar la salud de los murciélagos y generar indicadores de la calidad de los ecosistemas naturales. Un muestreo sistemático de los murciélagos utilizando las distintas técnicas de campo, podría generar una base de datos que separe los efectos de las diferentes fuentes de disturbios. Este trabajo representa el primer reporte de contaminación por plaguicidas organoclorados en murciélagos

tropicales colombianos y por lo tanto sirve como línea de referencia para posteriores investigaciones relacionadas.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

JRC Concepción, toma de datos, análisis y escritura; JPH Análisis de muestra y escritura; JBC revisión y escritura y JMN análisis de muestras y escritura.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Mario Molina, Pedro Hernández, Katia Reyes-Cogollo, Jairo Pérez Torres, Antonio Martínez Negrete y María Tortello. Al laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba, al grupo Investigaciones Biodiversidad de la Universidad de Córdoba y a Parques Nacionales Naturales de Colombia - Parque Nacional Natural Paramillo en Tierralta- Córdoba.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

LITERATURA CITADA

- Alleva E, Francia N, Pandolfi M, De Marinis AM, Chiarotti F, Santucci D. 2006. Organochlorine and heavy-metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: an analytic overview for potential bioindicators. *Arch. Environ. Con. Tox.* 51(1):123-134. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0218-1>
- Allinson G, Mispagel C, Kajiwarra N, Anan Y, Hashimoto J, Laurenson L, Allinson M, Tanabe S. 2006. Organochlorine and trace metal residues in adult southern bent-wing bat (*Miniopterus schreibersii bassanii*) in southeastern Australia. *Chemosphere.* 64(9):1464-1471. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.067>
- Bajaj S, Singh DK. 2015. Biodegradation of persistent organic pollutants in soil, water and pristine sites by cold-adapted microorganisms: Mini review. *Int. Biodet. & Biodeg.* 100: 98-105.
- Barhoumi S, Messaoudi I, Gagné F, Kerkeni A. 2012. Spatial and seasonal variability of some biomarkers in *Salarias bassanica* (Pisces: Blennidae): Implication for bioimomonitoring in Tunisian coasts. *Ecol. Indic.* 14(1):222-228. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.025>

- Bayat S, Geiser F, Kristiansen P, Wilson SC. 2014. Organic contaminants in bats: trends and new issues. *Environ. Int.* 63(1):40-52. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009>
- Bennett BS, Thies ML. 2007. Organochlorine pesticide residues in guano of Brazilian free tailed bats, *Tadarida brasiliensis* Saint-Hilaire, from East Texas. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 78(1):191-194. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9089-7>
- Buchweitz JP, Carrson K, Reboloso S, Lehner A. 2018. DDT poisoning of big brown bats, *Eptesicus fuscus*, in Hamilton, Montana. *Chemosphere.* 201: 1-5. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.152>
- Castro-Luna A, Sosa VJ, Castillo-Campos G. 2007. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterol.* 9(1):219-228. doi: [https://doi.org/10.3161/1733-5329\(2007\)9\[219:QPB ADT\]2.o.CO;2](https://doi.org/10.3161/1733-5329(2007)9[219:QPB ADT]2.o.CO;2)
- Clark DR Jr. 2001. DDT and the decline of free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) at Carlsbad Cavern, New Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40(1):537-543. doi: <https://doi.org/10.1007/s002440010207>
- Clark Jr DR, Moreno-Valdez A, Mora MA. 1995. Organochlorine residues in bat guano from nine Mexican caves, 1991. *Ecotoxicology.* 4: 258-265. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00116344>
- Clark DR Jr, Krynitsky AJ. 1983. DDT: Recent contamination in New Mexico and Arizona? *Environment.* 25(1):27-31. doi: <https://doi.org/10.1080/00139157.1983.9929859>
- Clark DR Jr, Shore RF. 2001. Chiroptera. En: Shore RF, Rattner BA, editores. *Ecotoxicology of Wild Mammals*. Chichester: John Wiley & Sons. p. 159-214.
- Clawson RL, Clark DR Jr. 1989. Pesticide contamination of endangered gray bats and their food base in Boone County, Missouri 1982. *B. Environ. Contam. Tox.* 42(1):431-437. doi: <https://doi.org/10.1007/BF01699972>
- Clawson RL. 1991. Pesticide contamination of endangered gray bats and their prey in Boone, Franklin and Camden Counties, Missouri. *Trans. Mo. Acad. Sci.* 25(1):13-19.
- Cobos VM, Mora MA, Escalona G. 2006. Inhibición de colinesterasa plasmática en el zorzal pardo (*Turdus grayi*) expuesto al diazinón en cultivos de papaya maradol en Yucatán, México. *Rev. Toxicol.* 23(1):17-21.
- Cobos Gasca VM, Barrientos Medina R, Novelo CC. 2011. Los plaguicidas y su impacto sobre la fauna silvestre de la Península de Yucatán. *Bioagrociencias.* 4(2):4-9
- Díaz MM, Solari S, Aguirre LF, Aguiar LMS, Barquez RM. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sur América (publicación). Argentina: PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina).
- Emmons LH. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals*. Chicago: Chicago Press.
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 1996. Eliminación de Grandes cantidades de Plaguicidas en desuso en los Países en desarrollo: Directrices Promisorias. Colección FAO: Eliminación de Plaguicidas 4. Roma Italia.
- Fernández BR, Guerrero R, Lord R, Ochoa J, Ulloa G. 1988. Mamíferos de Venezuela: lista y claves para su identificación. Maracay: Museo del Instituto de Zoología Agrícola, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela.
- Fernández F, Burillo G, Rodríguez M, Alonso E, Ramos I, Hernández MJ. 1997. Intoxicaciones por productos agrícolas: anticolinesterásicos y Paraquat. *Emergencias* 9(4):18-22.
- García-Besné G, Valdespino C, Rendón-von Osten J. 2015. Comparison of organochlorine pesticides and PCB residues among hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green (*Chelonia mydas*) turtles in the Yucatan Peninsula and their maternal transfer. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 139-148. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.015>
- Gardner AL, editor. 2008. *Mammals of South America. Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Giannini NP, Kalko EKV. 2005. The guild structure of animalivorous leaf-nosed bats of Barro Colorado Island, Panama, revisited. *Acta Chiropterol.* 7(1): 131-146. doi: [https://doi.org/10.3161/1733-5329\(2005\)7\[131:TGSOAL\]2.o.CO;2](https://doi.org/10.3161/1733-5329(2005)7[131:TGSOAL]2.o.CO;2)
- Gonzalez-Jauregui M, Valdespino C, Salame-Méndez A, Aguirre-León G, Rendón-von Osten J. 2012. Persistent organic contaminants and steroid hormones levels in Morelet's crocodiles from the Southern Gulf of Mexico. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 62: 445-454. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9716-5>
- Goodwin GG, Greenhall AM. 1961. A Review of the Bats of Trinidad and Tobago: Descriptions, Rabies Infection and Ecology. *B. Am. Mus. Nat. Hist.* 122(3):187-302 doi: <https://doi.org/10.2307/1377397>
- Guillén A, Ibáñez C, Pérez JL, Hernández LM, González M J, Fernández MA, Fernández R. 1994. Organochlorine residues in Spanish common pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *B. Environ. Contam. Tox.* 52: 231-237. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00198493>
- Handley CO. 1988. Specimen preparation. En: Kunz TH, editor. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press. p. 437-457.
- Hayes JP, Loeb SC. 2007. The influences of forest management on bats in North America. En: Lacki ML, Hayes JP, Kurta A, editores. *Bats in forests: conservation and management*. Baltimore: Johns Hopkins University Press. p. 207-235.
- Hernández-Camacho J, Hurtado A, Ortiz R, Walschburger T. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter IG, editor. *La Diversidad Biológica de Iberoamérica*. México: Acta Zoológica Mexicana. p. 105-151.

- Hernández LM, Ibáñez C, Fernández MA, Guillén A, González MJ, Pérez JL. 1993. Organochlorine insecticide and PCB residues in two bat species from four localities in Spain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:871–877. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00209952>
- Hill JE, Smith SE. 1988. *Bats: a community perspective*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jones G, Jacobs DS, Kunz TH, Willig MR, Racey PA. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endanger. Species Res.* 8(1):93-115. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00182>
- Kalcounis-Rueppell MC, Payne VH, Huff SR, Boyko AL. 2007. Effects of wastewater treatment plant effluent on bat foraging activity in an urban stream system. *Biol. Conserv.* 138(1-2):120-130. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.009>
- Kannan K, Hun Yun S, Rudd RJ, Behr M. 2010. High concentrations of persistent organic pollutants including PCBs, DDT, PBDEs and PFOS in little brown bats with white-nose syndrome in New York, USA. *Chemosphere.* 80, 613–618. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.04.060>
- LaVal RK, Rodríguez B. 2002. *Murciélagos de Costa Rica*. Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, Editorial INBio.
- Laird BD, Goncharov AB, Man Chan H. 2013. Body burden of metals and persistent organic pollutants among Inuit in the Canadian Arctic. *Environ. Int.* 59:33-40.
- Linares O, editor. 2000. *Mamíferos de Venezuela*. Caracas: Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. Murciélagos.
- Le DQ, Nguyen DC, Harino H, Kakutani N, Chino N, Arai T. 2010. Distribution of trace metals and methylmercury in soft tissues of the freshwater Eel *Anguilla marmorata* in Vietnam. *Arch. Environ. Con. Tox.* 59(2):282-290. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9479-4>
- Luckens MM, Davis WH. 1964. Bats Sensitivity to DDT. *Science* 146(3646):448. doi: <https://doi.org/10.1126/science.146.3646.948>
- Marrugo-Negrete JL, Benítez LN, Olivero-Verbel J. 2008. Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Arch. Environ. Con. Tox.* 55(2):305-316. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9129-7>
- Marrugo-Negrete JL, Navarro-Frómata AE, Urango-Cardenas ID. 2014. Organochlorine Pesticides in Soils from the Middle and Lower Sinú River Basin (Córdoba, Colombia). *Water Air Soil Pollut.* 225:2053. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2053-3>
- Matthiessen P. 2000. Is Endocrine Disruption a Significant Ecological Issue? *Ecotoxicology.* 9: 21-24. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008907926684>
- Medellín RA, Equihua M, Amin MA. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conserv. Biol.* 14(6):1666-1675. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99068.x>
- Medellín RA, Viquez-R LR. 2014. Los murciélagos como bioindicadores de la perturbación ambiental. En: González C, Vallarino A, Pérez JC, Low AM, editores. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. México: Editorial S y G. p. 521-539.
- Méndez L, Álvarez-Castañeda ST. 2000. Comparative analysis of heavy metals in two species of Ichthyophagous bats *Myotis vivesi* and *Noctilio leporinus*. *B. Environ. Contam. Tox.* 65(1):51-54. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128000093>
- Mispagel C, Allinson M, Allinson G, Iseki N, Grant C, Morita M. 2004. DDT and metabolites residues in the southern bentwing bat (*Miniopterus schreibersii bassanii*) of south-eastern Australia. *Chemosphere.* 55: 997–1003. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.12.008>
- Nakataa H, Hirakawaa Y, Kawazoea M, Nakabob T, Arizonoc K, Abea S, Kitanoa T, Shimadad H, Watanabee I, Lif W, Ding X. 2005. Concentrations and compositions of organochlorine contaminants in sediments, soils, crustaceans, fishes and birds collected from Lake Tai, Hangzhou Bay and Shanghai city region, China. *Environ. Pollut.* 133: 415–429.
- Newman MC. 2014. *Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution*. Fourth Edition. New York: CRC Press.
- O'Brien D, Lewis S, Davis A, Gallen, C, Smith R, Turner R, Warne M, Turner S, Caswell S, Mueller J, Brodie J. 2016. Spatial and temporal variability in pesticide exposure downstream of a heavily irrigated cropping area: application of different monitoring techniques. *J. Agric. Food Chem.* 64: 3975–3989. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b04710.s001>
- O'Shea TJ, Everette AL, Ellison LE. 2001. Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic and mercury contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund Site. *Arch. Environ. Con. Tox.* 40(1):112-120. doi: <https://doi.org/10.1007/s002440010153>
- O'Shea TJ, Johnson JJ. 2009. Environmental contaminants and bats: investigating exposure and effects. En: Kunz TH, Parsons S, editores. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Second edition. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press. p. 500-528.
- Palencia G, Mercado F, Combatt E. 2006. Estudio agroclimático del departamento de Córdoba. Montería: Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad de Córdoba Colombia.
- Parque Nacional Natural Paramillo - DTCA. 2014. Plan de Manejo 2014 - 2019 Parque Nacional Natural Paramillo. Tierralta, Córdoba-Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Quang Le N, Nguyen D, Harino H, Kakutani N, Chino N, Arai T. 2010. Distribution of trace metals and methylmercury in soft tissues of the freshwater eel *Anguilla marmorata* in Vietnam. *Arch. Env. Cont Tox.* 59: 282-290. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9479-4>
- Racero-Casarrubia J, Pinedo-Hernández J, Ballesteros-Correa J, Marrugo-Negrete J. 2017. Metales pesados en especies de murciélagos (Quiróptera) asociados a una finca bajo manejo silvopastoril en el departamento de Córdoba, Colombia.

- Acta Zoo. Mex. 33(1): 45-54. doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2017.3311012>
- Ramírez JA, Lacasaña M. 2001. Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. Arch. Prev. Riesgos Labor. 4(2):67-75.
- Rattner BA. 2009. History of wildlife toxicology. Ecotoxicology. 18: 773-783. doi: <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0354-x>
- Sánchez-Palencia Y, Ortiz JE, de Torres T. 2015. Origen y distribución de pesticidas organoclorados (OCPs) en sedimentos actuales de la laguna de El Hito (Cuenca, España Central). Geogaceta. 58(1):119-122.
- Senthilkumar K, Kannan K, Subramanian A, Tanabe S. 2001. Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from South India. Environ. Sci. Pollut. Res. 8: 35-47. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02987293>
- Simmons NB. 2005. Order Chiroptera. En: Wilson DE, Reeder DM, editores. Mammal species of the world: a taxonomic and geographical reference. Third Edition. Baltimore: John Hopkins University Press. p. 312-529.
- Soriano P. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforest and Andean Cloud Forest. Ecotropicos. 13(1):1-20.
- Stechert C, Kolb M, Bahadir M, Djossa BA, Fahr J. 2014. Insecticide residues in bats along a land use-gradient dominated by cotton cultivation in northern Benin, West Africa. Environ. Sci. Pollut. R. 21(14):8812-8821. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2817-8>
- Waliszewski S, Caba M, Gómez-Arroyo S, Villalobos-Pietrini R, Martínez A, Valencia-Quintana R, Lozano M, Torres R. 2013. Niveles de plaguicidas organoclorados en habitantes de México. Rev. Int. Contam. Ambie. 29 (Número especial sobre plaguicidas):121-131.
- Swanepoel RE, Racey PA, Shore RF, Speakman JR. 1999. Energetic effects of sublethal exposure to lindane on pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). Environ. Pollut. 104, 169-177.
- Thies ML, McBee K. 1994. Cross-placental transfer of organochlorine pesticides in Mexican free-tailed bats from Oklahoma and New Mexico. Arch. Environ. Con. Tox. 27(1):239-242. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00214268>
- Thies ML, Thies K, McBee K. 1996. Organochlorine pesticide accumulation and genotoxicity in Mexican free-tailed bats from Oklahoma and New Mexico. Arch. Environ. Con. Tox. 30(2):178-187. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00215796>
- Timm RM, LaVal RK. 1998. A field key to the bats of Costa Rica. Occasional Publication Series, Center of Latin American Studies. The University of Kansas. 22(1):1-30.
- Valdespino C, Sosa VJ. 2017. Effect of landscape tree cover, sex and season on the bioaccumulation of persistent organochlorine pesticides in fruit bats of riparian corridors in eastern Mexico. 175: 373-382. Chemosphere. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.071>
- Weber P, Behr ER, Knorr CDL, Vendruscolo DS, Flores EMM, Dressler VL, Baldisserotto B. 2013. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. Microchem. J. 106(1):61-66. doi: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>
- Wickramasinghe LP, Harris S, Jones G, Vaughan N. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. J. Appl. Ecol. 40(6):984-993. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x>
- Yates TL, Jones C, Cook JA. 1996. Preservation of voucher specimens. En: Wilson DE, Russell F, Nichols JD, Rudran R, Foster MS, editores. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 265-273.