AGUA Y CONOCIMIENTO

Año 2026 | Vol.7 | 63 - 81
ISSN 2411 0027
revistas.unan.edu.ni/index.php/RevAgua

Presencia y acumulación de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) y organofosforados en los sedimentos del río Juan López de El Porvenir, Atlántida, Honduras

Presence and accumulation of Persistent Organic Pollutants (POPs) and organophosphates in the sediments of the Juan López River in El Porvenir, Atlántida, Honduras

Jesús Alexis Rodríguez Matute[1], Francisco José Picado Pavón[2]

[1]Universidad Nacional Autónoma de Honduras Campus Atlántida.
[2]Centro de Investigación de Recursos Acuáticos de Nicaragua, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.

RESUMEN

El uso de compuestos orgánicos persistentes (COP) para el control de plagas fue prohibido en Honduras desde hace cuatro décadas. Sin embargo, la posible detección de COP y otros compuestos en la cuenca del río Juan López, en el municipio de El Porvenir, Atlántida, Honduras, podría indicar la contribución eventual que hace la actividad agropecuaria al ingreso y liberación al ambiente de estas sustancias altamente tóxicas, que por su persistencia ambiental pueden acumularse gradualmente en el lecho del río y alterar su calidad hidrobiológica. Esta investigación examina la presencia y acumulación de COP y plaguicidas organofosforados en los sedimentos de la parte baja de la cuenca del río Juan López para evidenciar la necesidad de fortalecer la vigilancia en relación con el uso y destino ambiental de estos compuestos, los cuales fueron analizados por Cromatografía de Gases (GC-ECD, columna DB5 MS) hasta los 16 cm en núcleos sedimentarios colectados en 4 sitios del río Juan López. La presencia y acumulación de COP como el Lindano, p,p'-DDE, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato y del compuesto organofosforado Etil Paratión fue detectada y relacionada con la fracción más fina y con el contenido de materia orgánica en los sedimentos. Los resultados evidencian la presencia y permanencia de COP en el río Juan López, así como su movilización hacia el ambiente marino costero inmediato, lo cual sugiere fortalecer las medidas de regulación y vigilancia ambiental para eliminar el uso de COP y reducir los riesgos asociados a su permanencia en el sistema fluvial.

Palabras Clave: Sedimentación, Contaminantes orgánicos, regulación ambiental.

ABSTRACT

The use of persistent organic pollutants (POPs) for pest control has been prohibited in Honduras for four decades. However, the current detection of POPs and other compounds in the Juan López

Recibido: 07/04/2025 | Aceptado: 19/06/2026| Publicado: 30/06/2026

© 2026 por UNAN-Managua/CIRA licencia bajo CC BY-NC 4.0

River basin, in the municipality of El Porvenir, Atlántida, Honduras, would indicate the eventual contribution of agricultural activity to the entry and release of these highly toxic substances into the environment, which, due to their environmental persistence, can gradually accumulate in the riverbed and subsequently alter its hydrobiological quality. This research examines the presence and accumulation of POPs and organophosphate pesticides in the sediments of the lower part of the Juan López river basin to demonstrate the need to strengthen monitoring in relation to the environmental fate of these compounds, which were analyzed by gas chromatography-electron capture detector (GC-ECD, DB5 MS column) down to 16 cm in sediment cores collected from four sites along the Juan López River. The presence and accumulation of POPs such as Lindane, p,p'-DDE, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfate, and the organophosphate compound Ethyl Parathion were detected and correlated with the finest fraction and organic matter content of the sediments. The results demonstrate the presence and persistence of POPs in the Juan López River, as well as their movement into the immediate coastal marine environment. This suggests the need to strengthen environmental regulations and monitoring measures to eliminate the use of POPs and reduce the risks associated with their presence in the river system.

Keywords: Sedimentation, Organic pollutants, Environmental regulation.

INTRODUCCIÓN

En algunas regiones del mundo la contaminación ambiental por contaminantes orgánicos persistentes (COP), como los plaguicidas organoclorados y otros compuestos liberados por las actividades agropecuarias, y la consecuente acumulación de esta en los sedimentos sigue siendo un estresor para los ecosistemas acuáticos (Kai et al., 2026; Khurshid et al., 2024; Saha & Dutta, 2024; Yimer et al., 2024).

En regiones tropicales como la Centroamericana, la intensa erosión hídrica de los suelos y la formación de escorrentía superficial promueven el transporte, la deposición y la consecuente acumulación de la contaminación por COP en los lechos de los sistemas fluviales y marino costeros (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2011).

La presencia de COP como el p,p'-DDE, Lindano y el Endosulfan, en sedimentos fluviales y estuarinos en Centroamérica y otras regiones del mundo ha sido vinculada al uso de estos plaguicidas en la actividad agrícola (Unyimadu et al; 2019; Leadprathom et al; 2009; Fernández-Bringas L.M. et al;2008). Los sedimentos actúan como reservorios de la contaminación, la cual se acentúa con la granulometría fina y el alto contenido de materia orgánica (MO) de estos sustratos (PNUMA., 2011; Carvalho et al., 1999). Estas variables han sido asociadas con los niveles de contaminación en la mayoría de los ecosistemas (Baran, et al., 2021).

Aunque en la década pasada se evidenció la ausencia de COP y otros compuestos de menor persistencia en sedimentos fluviales (Universidad Nacional Autónoma de Honduras [UNAH], 2013), la dinámica hidrosedimentológica en la cuenca baja del río Juan López en municipio de El Porvenir del departamento de Atlántida, Honduras, podría estar propiciando la acumulación de estos contaminantes, lo cuales tienen como fuente de origen su uso intensivo en el control de plagas.

Aun cuando, la cuenca baja del río Juan López es considerada de alto valor recreativo

y de gran importancia para el transporte y provisión de alimento para el municipio de El Porvenir, la presencia de compuestos ambientalmente tóxicos, cuyo uso ha sido globalmente prohibido desde hace varias décadas (United Nations Environment Programme [UNEP]:2023), sigue sin evidenciarse en este ecosistema. La retención de COP y su degradación ambiental pueden dar lugar al establecimiento de condiciones tóxicas para los organismos acuáticos, así como alterar la calidad natural de los compartimientos abióticos en el río Juan López (Lohmann, et al., 2007).

Esta investigación evidencia la presencia y acumulación de COP y otros contaminantes orgánicos en los sedimentos de la cuenca baja y del área costera del río Juan López, bajo la hipótesis de que las prácticas agropecuarias y la sedimentación en zona favorece la acumulación de plaguicidas tóxicos y persistentes, la cual podría estar directamente asociada con la alteración en la estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados (Baran et al., 2021; Rodríguez Matute & Picado Pavón, 2023). Adicionalmente, la investigación pretende demostrar la necesidad de fortalecer la regulación ambiental para eliminar el uso de COP en el área estudiada y en otras áreas de Honduras con contextos similares.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en la cuenca baja del río Juan López, El Porvenir, Atlántida, Honduras (Figura 1), en una región caracterizada por la interacción entre la cordillera Nombre de Dios, las tierras bajas aluviales y la zona costera del mar Caribe (Fundación VIDA, 2011; INE, 2013). La superficie de la cuenca (~ 38,75 km^2) tiene una morfología alargada (factor de forma de Horton; Kf= 0,21) con una longitud de 13,3 km. Su gradiente altitudinal se extiende desde los 1100 m.s.n.m. en las cabeceras hasta el nivel del mar en su desembocadura, atravesando una franja de tierras bajas con pendientes <10% y predominio de suelos aluviales (Secretaría de Gobernación y Justicia, 2003).

El clima es húmedo tropical, con una precipitación media anual ~ 2 408 mm y temperaturas entre 18,8 y 32,5 °C, humedad relativa 85% y una evapotranspiración potencial anual entre 1 100 y 1 400 mm (Fundación VIDA, 2011). Estas condiciones y la influencia de los vientos alisios del este favorecen el transporte y la dispersión de contaminantes a lo largo de la red hídrica, el estuario y la zona costera (Servicio Meteorológico Nacional de Honduras [SMNH], 2016), donde 5 sitos fueron seleccionados para la colecta de sedimentos (Figura 1).

La ubicación de los sitios fue distribuida aproximadamente equidistante a lo largo de la cuenca baja del río Juan López y la zona marina, en áreas con profundidades mayores a 1 m y de baja energía hidrodinámica o remansos, donde la reducción del caudal favorece la deposición y acumulación de sedimentos finos. Esto con el propósito de obtener registros históricos y una representación de los cambios espaciales de la contaminación. El sitio JL-5 (Figura 1), en la zona marina a 49 m de la línea costera, fue considerado por la acumulación de sedimentos provenientes del río, cuya desembocadura es influenciada por procesos de avulsión o redireccionamiento deltaico.

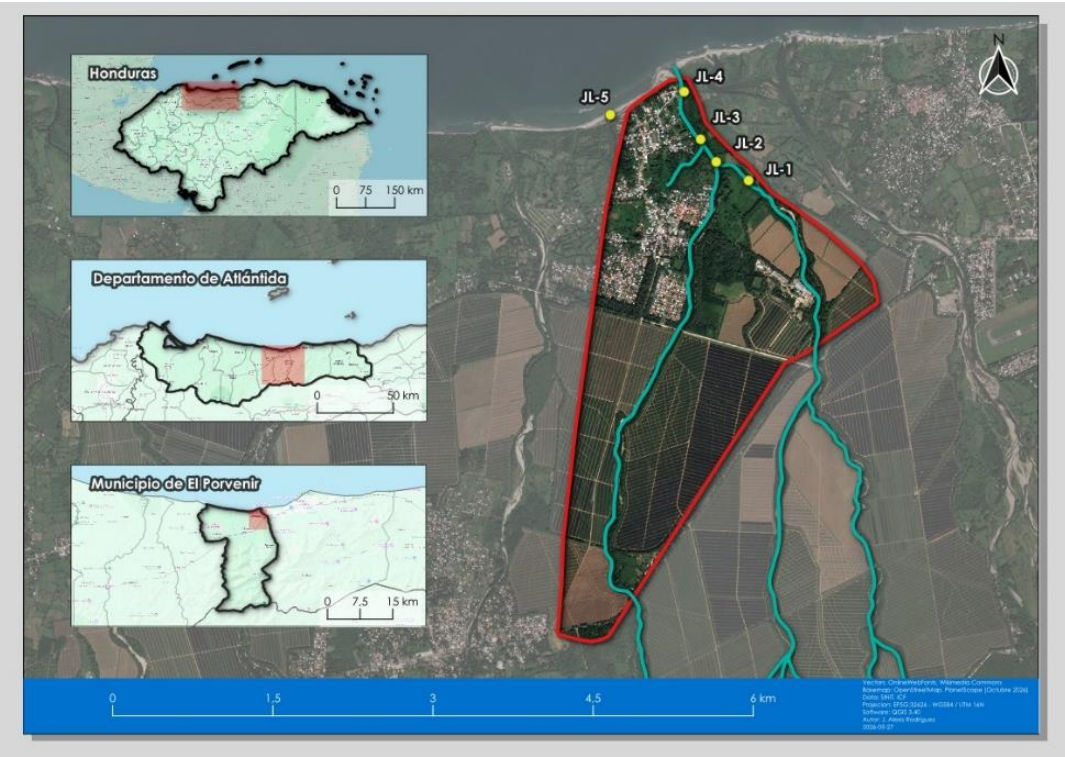

Figura 1 Área de estudio y sitios muestreados en el río Juan López y sistema costero, El Porvenir, Atlántida, Honduras.

La colecta de los núcleos sedimentarios fue realizada en una sola campaña, en el período estival del 2016, utilizando un corer gravimétrico marca UWITEC Modelo USC 09000 con tubo muestreador acrílico de 9 cm de diámetro y 60 cm de longitud. Cada sitio fue georreferenciado mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS), marca Garmin modelo Dakota 20.

Previo a la colecta de los núcleos sedimentarios, en las aguas de cada sitio fueron medidos el pH, la Conductividad Eléctrica (CE), la Salinidad (S), la Temperatura (T) y el Oxígeno Disuelto (OD) respectivamente con un medidor multipamétrico YSI, modelo 63, y con un medidor YSI, modelo 550ª.

De los cinco sitios, se excluyó el sitio JL-2 para la colecta de sedimentos debido a la poca acumulación de este sustrato (< 10cm). La longitud de los núcleos sedimentarios varió entre profundidades de 16 cm a 37 cm. Las muestras fueron selladas, rotuladas y cuidadosamente transportadas de forma vertical en una gradilla metálica hacia el laboratorio.

En el laboratorio, el núcleo sedimentario de menor profundidad fue tomado como referencia para realizar el seccionamiento del resto de núcleos. Cada núcleo fue cortado en secciones de 2 cm y cada sección (submuestra) fue colocada sobre bandejas cubiertas de aluminio y dejadas a temperatura ambiente (< 29°C) para su secado.

Una fracción de cada submuestra seca fue utilizada para el análisis granulométrico y de materia orgánica (Rodríguez Matute & Picado Pavón, 2023). La cantidad remanente fue homogenizada, macerada en un mortero y pasada través de un tamiz (U.S. Standard Sieve Series, A.S.T.M. specifications, No 230), con un tamaño de malla de 63 µm para

el análisis de plaguicidas organoclorados (α-Clordano, γ-Clordano, α-HCH, β-HCH, δ-HCH, Lindano, p,p´-DDE, p,p´-DDD, p,p´-DDT, Metoxicloro, Heptacloro, Heptacloro-Epóxido, Aldrín, Dieldrín, Endrín, Endrín Aldehído, Endrín Cetona, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato, Toxafeno) y plaguicidas organofosforados (Co-RAL (Coumafos), DEF (Tribufos), Diazinon, Etil-Paratión, Etión, Forate, Gutión (Azinfos Metil), Malatión, Metil-Paratión, Mocap (Etoprofos), Terbufos, Zolone (Fosalone)).

El análisis de los plaguicidas fue realizado en 20 g de cada submuestra seca a través de extracción líquido-líquido por separación ultrasónica (Environmental Protection Agency [EPA], 3550 C) (U.S. Environmental Protection Agency [USEPA], 2007), eliminación de interferencias por azufre (EPA 3660 B) (USEPA, 1996) y limpieza de los extractos (EPA 3620) (USEPA, 2014). Durante los análisis se utilizaron blancos de laboratorio, muestras por duplicados y muestra matriz fortificada para el aseguramiento de la fiabilidad de los resultados. Las determinaciones fueron realizadas con un Cromatógrafo de Gases Perkin Elmer Clarus 500 con detector de captura de electrones y columna capilar DB5 MS.

Los límites de detección (LD; ng/g) de los compuestos detectados fueron: Lindano (0,04), p,p'-DDE (0,03), Endrin (0,05), Endosulfan I (0,05), Endosulfan II (0,04), Endosulfan sulfato (0,08), Etil paratión (0,16) y Terbufos (1,59).

RESULTADOS

Condiciones de las aguas de acuerdo con los parámetros medidos in situ.

El pH, la Conductividad Eléctrica (CE) y la Salinidad del agua en la cuenca baja del río Juan López mostraron una tendencia similar (Tabla 1) con un aumento próximo a la zona costera donde la concentración de oxígeno disuelto (OD) disminuye significativamente (Sitio JL-5). Estas variables cambian de un medio ácido con valores bajos de CE y salinidad hacia condiciones alcalinas con valores de CE y salinidad hasta en tres órdenes de magnitud mayores en el ambiente marino (JL-5) (Tabla 1) (Rodríguez Matute & Picado Pavón, 2023).

Tabla 1. Variables fisicoquímicas medidas in situ por punto de muestreo en las aguas superficiales del río Juan López (JL), abril de 2016.

Variable	**Unidad**	**Sitios muestreados**				
		JL-1	JL-2	JL-3	JL-4	JL-5
pH del agua intersticial.	Unidad de pH	5,58	5,56	5,85	5,84	7,82
Conductividad eléctrica.	mS/m	92,7	87,2	143,6	545,0	35 530,0
Temperatura.	°C	25,8	29,8	30,0	30,2	30,3
Oxígeno disuelto.	mg/l	6,45	6,17	6,71	6,08	5,68
Salinidad.	g/l	0,0	0,0	0,1	0,5	23,6

Presencia y acumulación de compuestos organoclorados en los sedimentos

No todos los compuestos orgánicos persistentes (COP) fueron detectados. La presencia de COP hasta los 16 cm en los núcleos sedimentarios (Figura 2) evidencia el uso histórico de estos compuestos en la actividad agropecuaria establecida en la parte alta de la cuenca del río Juan López (Figura 1), así como también evidencia condiciones propicias para la degradación de algunos compuestos como el pp´-DDT que no fue detectado, pero si fue detectado el producto de su metabolización, el pp'-DDE. Al igual que este último COP, otros como el Lindano, Endrín, Endosulfan I y el Endosulfan II fueron detectados con mayor frecuencia (Figura 2).

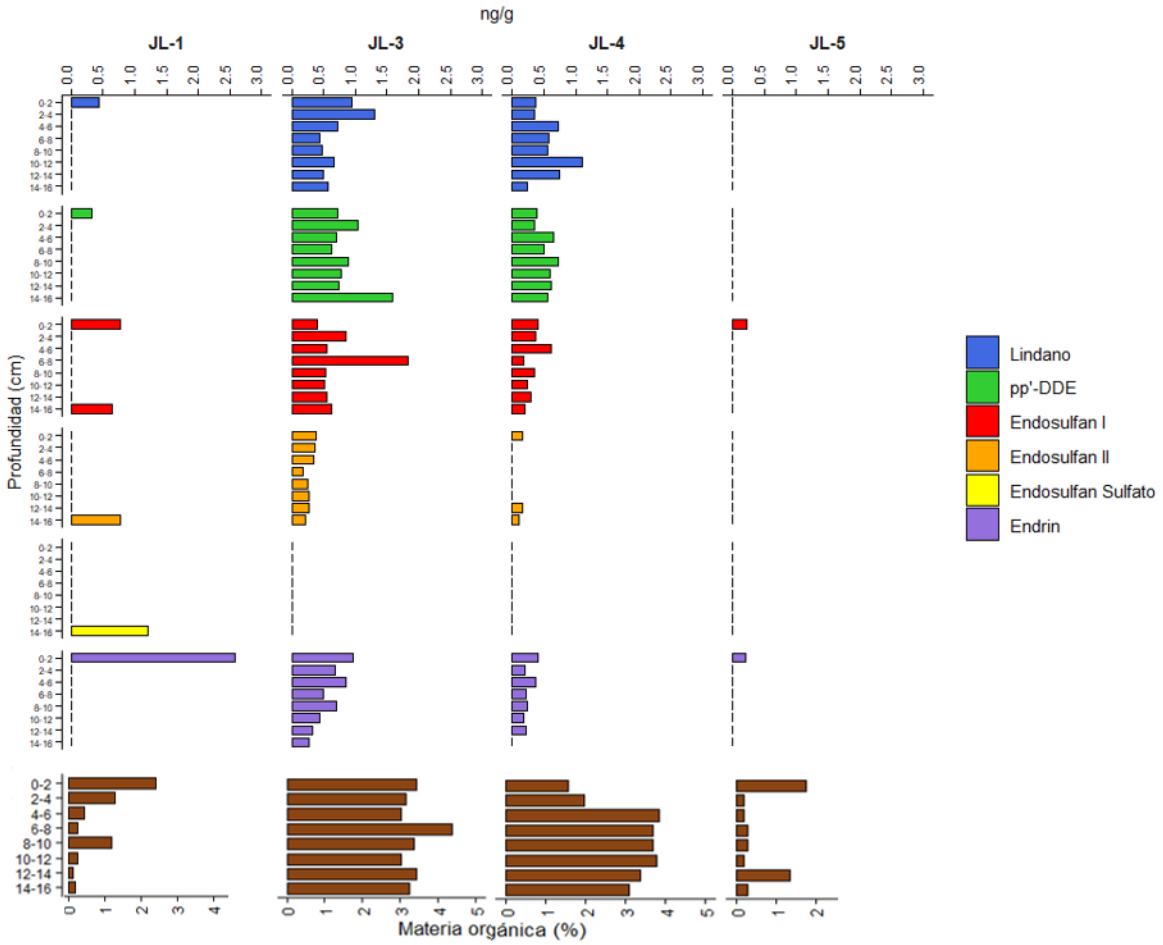

Figura 2. Distribución vertical del contenido de Materia Orgánica (%) y de las concentraciones de COP (ng/g peso seco) en los sedimentos por punto muestreado en la cuenca baja del río Juan López (JL).

Las concentraciones de la mayoría de los COP detectados en los sedimentos del río Juan López se encuentran negativamente correlacionados con la fracción de arena y positivamente con las fracciones de arcilla y limo en los sedimentos (Tabla 2), así como también con el contenido de materia orgánica (MO) (Tabla 3), tal a como se ha observado en otros ecosistemas (Veljanoska-Sarafiloska & Lokoska, 2017).

Tabla 2. Correlación de Spearman (significancia bilateral para el total de los datos) entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP.

Fracción (%)	Lindano	pp´-DDE	Endrin	Endosulfan I	Endosulfan II	Endosulfan sulfato
Arena	-0,794** (0,000)	-0,791** (0,000)	-0,676** (0,000)	-0,659** (0,000)	-0,424* (0,016)	0,165 (0,366)
Limo	0,713** (0,000)	0,629** (0,000)	0,590** (0,000)	0,533** (0,002)	0,199 (0,274)	-0,224 (0,218)
Arcilla	0,521** (0,002)	0,634** (0,000)	0,531** (0,002)	0,586** (0,000)	0,635** (0,000)	0,107 (0,559)

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas); * La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

Tabla 3. Correlación de Spearman (significancia bilateral para el total de los datos) entre el contenido de materia orgánica (%) de los sedimentos y las concentraciones de COP.

Lindano	pp´-DDE	Endrin	Endosulfan I	Endosulfan II	Endosulfan sulfato	Etil Paration	Terbufos
0,843**	0,823**	0,737**	0,656**	0,367*	-0,254*	0,767**	0,512**
(0,000)	(0,000)	(0,000)	(0,000)	(0,039)	(0,161)	(0,000)	(0,003)

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas); * La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

Presencia y acumulación de compuestos organofosforados en los sedimentos

A pesar de que los plaguicidas organofosforados se degradan rápidamente en condiciones ambientales, el Etil Paratión y el Terbufós fueron detectados en los sedimentos del río Juan López. Las concentraciones detectadas de estos contaminantes alcanzan valores hasta 3,14 ng/g peso seco (Figura 3) para el Etil paratión y de 60,66 ng/g peso seco para el Terbufós. A diferencia de las concentraciones del Etil Paratión, las concentraciones del Terbufós están correlacionadas con el porcentaje de arcillas (5,65% - 8,65%) en los sedimentos ($r = 0,798$; $\alpha = 0,018$).

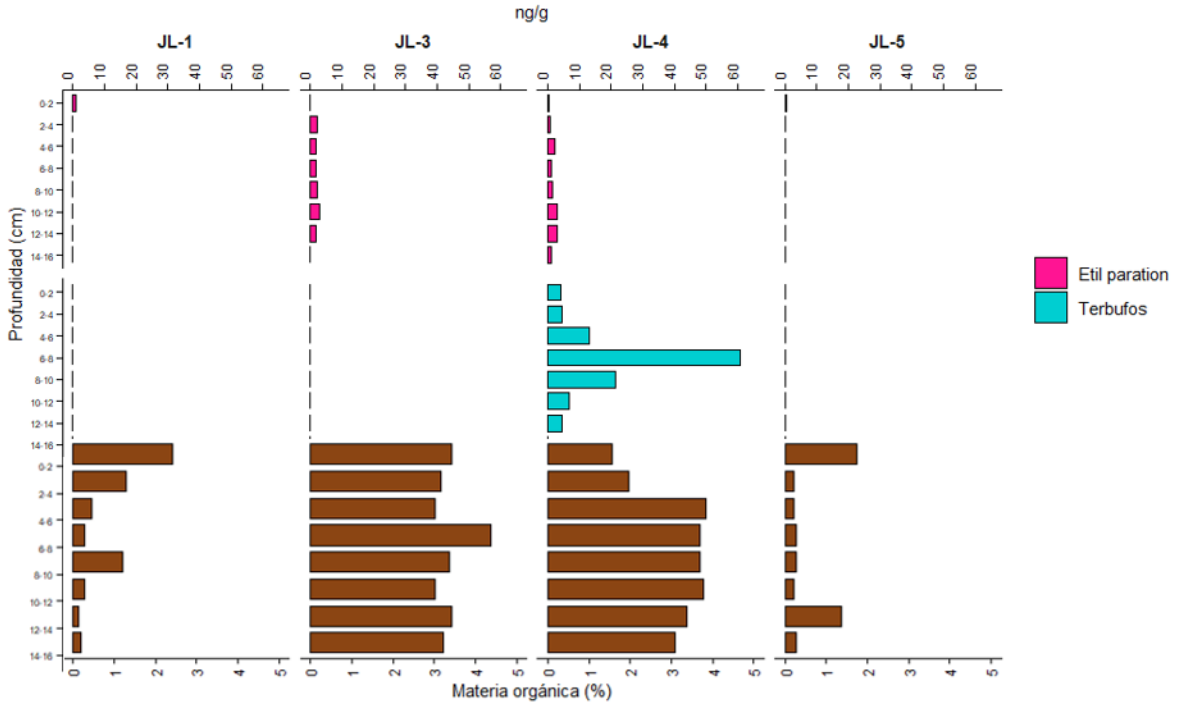

Figura 3. Distribución vertical del contenido de Materia Orgánica (%) y concentraciones de Compuestos Organofosforados (ng/g peso seco) en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López.

DISCUSIÓN

Condiciones de las aguas de acuerdo con los parámetros medidos in situ.

Las condiciones ácidas propician la estabilidad de algunos plaguicidas (Katagi, 2002) en la fase acuosa. En cambio, el medio acuoso alcalino (pH > 7) propicia un fraccionamiento molecular por hidrólisis generando nuevas moléculas con diferentes grados de toxicidad y persistencia (Narváez-Valderrama, et al., 2012).

La presencia de partículas en suspensión con carga neta positiva es común en ambientes acuosos alcalinos (Licskó, 2004). Estas condiciones promueven que los plaguicidas, en su mayoría formulados como ácidos débiles y/o ligeramente alcalinos, permanezcan químicamente inalterados y asociados al material particulado en suspensión. Sin embargo, bajo las condiciones ácidas de las aguas del río Juan López, los plaguicidas asociados al material particulado en suspensión pueden sedimentar y formar parte del lecho del río donde el ambiente es generalmente negativo (Hong et al., 2001).

En el ambiente marino (Sitio JL-5), contrario a las condiciones de pH, CE, OD y Salinidad del río Juan López, la alta salinidad limita la oxigenación (Warner et al., 1996; Wetzel, 2001) y la presencia del material particulado en las aguas (Achterberg et al., 2003) y con ello, la de los plaguicidas en la fase acuosa.

Presencia y acumulación de compuestos organoclorados en los sedimentos.

La retención y consecuente acumulación de COP en la parte baja de la cuenca del río Juan López podría atribuirse a las arcillas y a su contenido de MO. Sin embargo, la correlación es inexistente cuando se hace este mismo análisis específicamente para cada sitio.

Los sitios con mayor contenido de materia orgánica (MO) acumulan la mayor cantidad y diversidad de COP (Figura 2). La MO que mayormente se encuentra asociada a la fracción de arcilla (Cammen, 1982), contiene grupos funcionales que comúnmente interactúan con las moléculas de COP (Abbt-Braun & Frimmel, 1996). Esta fracción ofrece un área superficial superior para la retención de MO en comparación con el resto de las fracciones (Bergamaschi, et al., 1997), tal como se ha observado en los sedimentos del río Juan López (Rodríguez Matute & Picado Pavón, 2023).

En los estuarios, desembocaduras y ambientes costeros existe un aporte de diferentes componentes físicos y químicos provenientes de la cuenca hidrográfica. Adicionalmente, las precipitaciones e inclusive eventos de marea alta aportan MO que promueven el desarrollo de comunidades bentónicas. La MO, tanto particulada como disuelta, además de ser una fuente de alimento, también es una fuente de exposición a la contaminación para los organismos acuáticos ya que esta es un cotransportador de xenobióticos como los plaguicidas (Widenfalk, 2002) (Saha & Dutta., 2024).

La escasa presencia de COP en los núcleos sedimentarios de los sitios JL-1 y JL-5 puede atribuirse a la prevalencia de arenas y consecuentemente al bajo contenido de MO en los núcleos sedimentarios en comparación con los núcleos del resto de sitios (Figura 2). Sin embargo, los 2 primeros centímetros de sedimentos en los núcleos sedimentarios de ambos sitios contienen el mayor % de MO, lo cual coincide con la eventual presencia del Lindano, pp'-DDE, Endosulfan y del Endrín en el sitio JL-1 y la de estos dos últimos compuestos en el sitio JL-5 (Figura 2). Esta presencia también puede sustentarse o ser atribuida al uso reciente de estos compuestos por la actividad agrícola.

Otro factor responsable de la presencia de COP observada en los primeros 2 cm de sedimentos podrías ser atribuido a sus prolongadas persistencias (Walker & Hopkin, 2006). Estos COP poseen altos coeficientes de partición (log K_{ow}; l/kg) que van desde valores de 3,24 hasta 6,51, siendo el pp´-DDE el más liposoluble (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2002 como se citó en ATSDR, 2022; Burgess et al., 2013; Nowell, 1999), lo cual se traduce en la tendencia que tienen estos compuestos de asociarse a partículas de sedimentos ricos en MO. Adicionalmente esta presencia es favorecida por la deposición de las partículas y su acumulación en zonas de baja energía en el sistema fluvial (Nowell, 1999), tal como los sitios JL-3 y JL-4.

La ausencia de COP como el pp´-DDE, Lindano y el Endosulfan II en el ambiente marino (Sitio JL-5) probablemente obedezca al proceso de dilución, al bajo contenido de MO de los sedimentos y a la alta salinidad, así como al pH alcalino de las aguas (Tabla 1). Estas condiciones pueden estar propiciando la degradación de los compuestos mencionados (Cotham & Bidleman, 1989). Sin embargo, la presencia del Endosulfan I y el Endrin en el sedimento marino superficial hace suponer su movilización desde el lecho del río Juan López.

En sistemas costeros de la región Centroamericana (Carvalho et al., 1999; Levy, 2016), similares al área en este estudio, existe una alta deposición de sedimentos de textura fina con un alto contenido de MO, así como también existe un importante aporte de componentes físicos y químicos que condicionan la presencia de COP en los sedimentos, tal como el pp´-DDE (Belzunce et al., 2001), que ha resultado de la degradación ambiental del pp´-DDT utilizado en las prácticas agropecuarias.

El pp'-DDT fue introducido en Honduras en la década de los años 40 para combatir la

malaria (Gallardo & Osorio, 2010) y su uso, al igual que el del Lindano, el Endrin y el Endosulfan I, fue prohibido en el año 1991 (Jansen, 2002; Organización Panamericana de la Salud [OPS], 2000). La vida media reportada del pp´-DDT en los suelos esta entre los 15 y 35 años, es decir tiene una degradación lenta similar a la del Endrin (ATSDR, 2021). El hecho que el pp´-DDT no haya sido detectado indica que se ha dejado de usar y que se ha degradado completamente a pp'-DDE, el cual se ha acumulado en los sedimentos del río Juan López, al igual que el resto de COP (Figura 2).

El Lindano, al igual que el Endosulfan I, ha sido utilizado en el país para el control de pediculosis y escabiosis en el ser humano, para la ganadería; y como protector de semillas en la agricultura (Hruska & Gladstone, 2001, como se citó en Gladstone, 2002). La vida media de este COP en los suelos es inferior a los dos meses en climas tropicales, sin embargo, a pesar de que su uso fue prohibido décadas atrás, su presencia y acumulación (Figura 2) en los sedimentos del río Juan López sugieren que su uso es actual, así como también que el esfuerzo por la regulación y la prohibición de su uso no ha sido efectivo.

La permanencia del Lindano en los sedimentos es prolongada, ya que es un COP extremadamente estable a la luz, a las altas temperaturas (>100 °C) y a los medios ácidos (Tomlin, 1994). Estas mismas condiciones presenta el río Juan Lopéz (Tabla 1). Otros estudios también han reportado, en décadas previas, la presencia del Lindano en concentraciones hasta de 14,9 ng/g en ecosistemas costeros de Honduras (Quejido et al., 2012) y de países de la región donde también se han detectados otros COP como el Endrin, Endsulfan I y el Endosulfan II (Carvalho et al., 1999; GEF-REPCar, 2008-2011; Gonzales-Farías et al., 2002; Levy, 2016).

La degradación lenta (vida media de 12 años en suelo), frecuencia de uso y aplicación, la rápida erosión y el co-transporte con partículas de suelo, podrían explicar la acumulación y distribución longitudinal del Endrin en la cuenca baja del río Juan López. De acuerdo con el patrón de acumulación observado, disminución de la concentración hacia capas inferiores en el sedimento (Figura 2), se puede decir que las condiciones anaeróbicas en los sedimentos favorecen la degradación del Endrin (Hill & Mc Carty, 1967).

En los sedimentos superficiales las concentraciones del Endrin tienen el mismo comportamiento que el Endosulfan I (Figura 2), lo cual indica la incorporación reciente de estos COP al lecho del río producto de la deposición del suelo erosionado. La rápida degradación del Endosulfan I (vida media de 60 días en el suelo) y la detección del Endosulfan Sulfato, que es producto de su degradación y de la degradación del Endosulfan II (National Research Council of Canada, 1975), confirma esta aseveración. Sin embargo, el 90% de su degradación se lleva a cabo después de los 425 días (Baedelt, Idstein, & Krebs, 1992).

Las condiciones anóxicas, las cuales favorecen a la degradación del Endrín, y las condiciones ácidas del agua intersticial en el río Juan López (Tabla 1) pueden prolongar el tiempo de vida de los isómeros del Endosulfan, el Endosulfan I y el Endosulfan II (CCME, 1999). El Endosulfan, así como otros plaguicidas, puede con poca permanencia en la columna de agua formar enlaces con el material particulado o coloidal. Sin embargo, a pesar de esto la proporción relativa que se incorpora de Endulfan al sedimento puede ser mayor al 50 % (Peterson & Batley, 1993), dando lugar a afectaciones negativas en la vida acuática (Kai et al., 2026).

Afortunadamente, solo el 18% de las concentraciones observadas de Lindano son superiores a la concentración guía (0,94 ng/g peso seco) para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce (CCME, 1999) y solo una de las concentraciones (1,59 ng/g) de pp´-DDE, observado en el sitio JL-3 (Figura 2) está por encima de su valor guía (1,42 ng/g) (CCME, 1999). Las concentraciones del resto de COP detectados como el Endrín y el Endosulfan I también son respectivamente inferiores al valor guía de 2,67 ng/g y 20,28 ng/g para la protección de la vida acuática (CCME, 1999). Las concentraciones de este último COP también son inferiores a las concentraciones para la protección de la vida en ambientes marinos (10,82 ng/g) (CCME, 1999).

Hasta ahora se desconocen valores guía de referencia para el Endosulfan II en sedimentos. Sin embargo, los valores deducidos a partir del cálculo de las guías para calidad de agua (CWQG: ng/ml) (CCME, 2009), mediante los valores del coeficiente de partición octanol-agua se obtiene que para sedimentos en ambiente de agua dulce es de 12,51 ng/g y para el marino es 6,67 ng/g. Todas las concentraciones de Endosulfan II observadas en los sedimentos del río Juan López son inferiores a estos valores.

La presencia de Endosulfán Sulfato (Sitio JL-1, Figura 2) probablemente corresponda a un aporte histórico que quedó preservado en profundidad. Los metabolitos del Endosulfán pueden acumularse preferentemente en los sedimentos cuando las partículas contaminadas se depositan y quedan enterradas (Peterson & Batley, 1993). El enterramiento y las condiciones suboxicas/anoxicas pueden retardar la transformación y favorecer su persistencia (Sappington, 2013)

Estos resultados confirman la alta erosión de los suelos, la consecuente sedimentación, el transporte de la contaminación por COP, su persistencia y degradación ambiental, lo cual hace altamente probable la afectación a la ecología y a la calidad natural del río Juan López y el ambiente marino costero inmediato.

Presencia y acumulación de compuestos organofosforados en los sedimentos

Las concentraciones observadas del Etil Paratión están asociadas con la MO ($r = 0,6017$; $\alpha = 0,018$), tal como lo reportan otros estudios (Ragnarsdottir, 2000). La presencia de este plaguicida, la cual puede prolongarse por las condiciones ácidas de los sedimentos (Gomma & Faust, 1972), podría indicar su uso reciente en la parte alta de la cuenca del río Juan López pese a que este fue prohibido en 1991 (Jansen, 2002; Organización Panamericana de la Salud [OPS], 2000). En localidades costeras y marinas en la región también se han encontrado en década pasadas el Etil paratión (Galindo Reyes et al., 1999) pero en concentraciones 100 veces inferiores a las reportadas en este estudio.

El hecho de que la presencia del Terbufos fue detectada en un único núcleo sedimentario (Sitio JL-4, Figura 3) podría obedecer a la existencia de fuentes puntuales de contaminación cercanas. Sin embargo, en el resto de los sitios este compuesto podría encontrase en otras formas molecular (Sulfoxido y Sulfona de Terbufos) producto de los procesos de degradación biótica y abiótica, las cuales tienen alta movilidad y más persistencia la cual alcanza hasta los 116 días (USEPA, 2006).

En países de la región, la presencia de Terbufos en concentraciones hasta los 342 ng/g. (Lacayo et al., 1999) data desde hace un poco más de tres décadas; estas concentraciones fueron atribuidas al uso reciente de este compuesto en cultivos como la palma africana, maíz y yuca, cultivos para los cuales se siguen aplicando el Terbufos en la cuenca del río Juan López, tal como lo

muestra los resultados de esta investigación (Figura 3).

Generalmente la adsorción de los compuestos organofosforados en los suelos tiende a ser irreversible y su desorción es muy lenta. Este proceso varía inversamente con el contenido de MO de los suelos (Stewart et al., 1971). El Etil paratión tiene una vida media en el suelo de unos 14 días, por tanto, se espera que este compuesto se degrade completamente en 140 días (10 vidas medias) (Ragnarsdottir, 2000). Si embargo, dada que las condiciones en el sedimento difieren con las del suelo, esta persistencia parece ser más prolongada en el primero, tal a como lo muestran las concentraciones observadas en los perfiles de sedimentos (Figura 3).

A pesar de que el Paratión es adsorbido débilmente por el suelo inmediatamente después de su aplicación, después de cierto tiempo de uso se vuelve más persistente en este sustrato, alcanzado un poco más de los 16 años (Stewart et al., 1971). El Etil paratión es un compuesto con alta solubilidad en agua (11,0 mg/l) (L. Nowell & Dileanis, 1999), lo que hace efectivo su transporte, durante el período lluvioso, primariamente en forma disuelta a través de las escorrentías hacia los cuerpos de agua receptores, donde es retenido tal como lo muestran los resultados de este estudio (Figura 3).

Posiblemente la persistencia prolongada del Terbufos en este ambiente costero se deba a la alta sedimentación de partículas finas en los primeros 4 cm centímetros del perfil de sedimentos con una clase de textura franco-limosa, seguidamente textura limosa en los siguientes 12 cm de profundidad en el perfil de sedimento. Se ha encontrado altos niveles de terbufos y sus metabolitos en el campo de textura franco y franco limoso después de 56 días después de la aplicación. Bajo condiciones de invernadero, se ha encontrado un tiempo del 50 % de desaparición entre 85 a 95 días (Carazo, 1991, como se citó en Carazo et al., 1997).

Aunque no se observó correlación entre la MO (3,84 % - 1,55 %) y las concentraciones de Terbufós, en cierta medida esta variable está contribuyendo con la retención del Terbufós ya que este compuesto efectivamente forma enlaces con el carbón orgánico (Felsot, A., 1982). En el año 2000 las autoridades de salud pública de los países de Centroamérica y República Dominicana (RESSCAD), firmaron un acuerdo para iniciar acciones para restringir 12 plaguicidas responsables de intoxicaciones agudas entre ellos Terbufos (CATIE, 2003), sin embargo, la detección actual de concentraciones de Terbufós indica que se ha continuado usando pese a la restricción.

REFERENCIAS

Abbt-Braun, G., & Frimmel, F. H. (1996). Interaction of pesticides with river sediments and characterization of organic matter of the sediments. En W. Calmano & U. Förstner (Eds.), Sediments and toxic substances (pp. 51-89). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79890-0_3

Achterberg, E. P., Herzl, V. M., Braungardt, C. B., & Millward, G. E. (2003). Metal behaviour in an estuary polluted by acid mine drainage: The role of particulate matter. *Environmental Pollution*, *121*(2), 283-292. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00216-6

Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2002, 1 de septiembre).

Toxic Substances Portal - DDT, DDE, DDD. Centers for Disease Control and Prevention. https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=81&tid=20

Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2021). *Toxicological profile for endrin*. U.S. Department of Health and Human Services. cdc.gov

Baedelt, H., Idstein, H., & Krebs, B. (1992). *Investigation of the degradation behaviour in soil under field conditions.* Hoechst. Hattersheim: Hoechst.

Baran, A., Klimkowicz-Pawlas, A., Ukalska-Jaruga, A., Mierzwa-Hersztek, M., Gondek, K., Szara-Bąk, M., Tarnawski, M., & Spałek, I. (2021). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the bottom sediments of a dam reservoir, their interaction with organic matter and risk to benthic fauna. Journal of Soils and Sediments, 21, 2418–2431. https://doi.org/10.1007/s11368-021-02968-1

Belzunce, M. J., Solaun, O., Franco, J., Valencia, V., & Borja, A. (2001). Accumulation of organic matter, heavy metals and organic compounds in surface sediments along the Nervión Estuary (Northern Spain). Marine Pollution Bulletin, 42(12), 1407-1411. doi.org

Bergamaschi, B. A., Tsamkis, E., Ceil, R. G., Eglinton, T. I., Montlucon, D. B., & Hedges, J. I. (1997). The effect of grain size and surface area on organic matter, lignin and carbohydrate concentration, and molecular compositions in Peru Margin sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 61(6), 1247-1260. doi.org

Burgess, R. M., Berry, W. J., Mount, D. R., & Di Toro, D. M. (2013). Mechanistic sediment quality guidelines based on contaminant bioavailability: Equilibrium partitioning sediment benchmarks. Environmental Toxicology and Chemistry, 32(1), 102–114. https://doi.org/10.1002/etc.2025

Cammen, L. M. (1982). Effect of particle size on organic content and microbial abundance within four marine sediments. Marine Ecology Progress Series, 9, 273–280.

Carazo, E., Valverde, B., Rodríguez, O., & Barquero, M. (1997). Persistence of terbufos and its metabolites in soil and maize. En Environmental behaviour of crop protection chemicals: Proceedings of an international symposium (pp. 13-25). International Atomic Energy Agency.

Carvalho et al. (1999). Chlorinated Hydrocarbons in Coastal Lagoons of the Pacific Coast of Nicaragua. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 36, 132-139.

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. (2003).

Manejo integrado de plagas y agroecología. Manejo Integrado de Plagas y Agroecología, (68), 7. https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7630

Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: DDT, DDE, and DDD. En Canadian environmental quality guidelines (Publication No. 1299). https://ccme.ca/en/res/ddt-dde-and-ddd-canadian-sediment-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life-en.pdf

Canadian Council of Ministers of the Environment. (2009). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Endosulfan. Scientific Criteria Document. http://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/endosulfan_scd_1439.pdf

Cotham, W. E., & Bidleman, T. F. (1989). Degradation of malathion, endosulfan, and fenvalerate in seawater and seawater/sediment microcosms. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 37(3), 824–828. https://doi.org/10.1021/jf00087a055

Felsot, A., Wei, L., & Wilson, J. (1982). Environmental chemodynamic studies with terbufos (Counter®) insecticide in soil under laboratory and field conditions. Journal of Environmental Science & Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes, 17(6), 649–673. doi.org.

Fernandez-Bringas, L. M., Ponce-Vélez, G., Calva-Benítez, L. G., Salgado-Ugarte, I. H., Botello, A. V., & Díaz-González, G. (2008). Organochlorine pesticides in lacustrine sediments and tilapias of Metztitlán, Hidalgo, Mexico. Revista de Biología Tropical, 56(3), 1381–1390. https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5716

Fundación VIDA. (2011). Plan de acción ambiental municipal: El Porvenir, Atlántida. Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente; PROCORREDOR.

Galindo-Reyes, G., Villagrana, L. C., & Lazcano-Alvarez, G. (1999). Environmental conditions and pesticide pollution of two coastal ecosystems in the Gulf of California, México. Ecotoxicology and Environmental Safety, 44(3), 280–286. doi.org

Gallardo, M., & Osorio, J. R. (2010). [Escribe aquí el título de la tesis o informe en cursiva] [Tesis de grado, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León]. Repositorio Institucional UNAN-León. http://riul.unanleon.edu.ni:8080/jspui/bitstream/123456789/530/1/216567.pdf

Proyecto Reduciendo el Escurrimiento de Plaguicidas al Mar Caribe. (2011). Reduciendo el escurrimiento de

plaguicidas al mar Caribe. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales.

Gladstone, S. (2002). Contaminación por plaguicidas en las cuencas hidrográficas que desembocan en el golfo de Fonseca y oportunidades para su prevención y mitigación. Programa Ambiental de Centroamérica (PROARCA/SIGMA).

Gomma, H. M., & Faust, S. D. (1972). Chemical hydrolysis and oxidation of parathion and paraoxon in aquatic environments. En R. F. Gould (Ed.), Fate of organic pesticides in the aquatic environment (Advances in Chemistry Series No. 111, pp. 189–209). American Chemical Society. 10.1021/ba-1972-0111.ch010 doi.org

Gonzales-Farías, F., Cisneros-Estrada, X., Fuentes-Ruíz, C., Díaz-González, G., & Botello, V. A. (2002). Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in northwest Mexico. Environmental Technology, 23(11). https://doi.org/10.1080/09593332308618323

Hill, D. W., & McCarty, P. L. (1967). Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides. Journal (Water Pollution Control Federation), 39(8), 1259–1277.

Hong, K. Y., Win, K. Y., & Pehkonen, S. O. (2001). Hydrolysis of terbufos under simulated environmental conditions. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 49(12), 5866–5873. https://doi.org/10.1021/jf010339k

Instituto Nacional de Estadística (2013). *XVII Censo de población y VI de vivienda. Instituto Nacional de Estadística.* https://www.ine.gob.hn/V3/imag-doc/2018/07/2-Atlantida-El-Porvenir-2013.pdf

Jansen, K. (2002). Plaguicidas y su regulación en Honduras. Ceiba, 43(2), 273–289.

Kai, X., Zhang, W., Qiu, X., Chu, J., Li, F., & Zhao, W. (2026). Sedimentary records and ecological risks of organochlorine pesticides in the sediments of Qingshui River. *Environmental Studies*, *35*(2), 2685-2699. 10.15244/pjoes/203054

Katagi, T. (2002). Abiotic hydrolysis of pesticides in the aquatic environment. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 175, 79–261. 10.1007/0-387-21727-6_3

Khurshid, C. S., Silva, V., Gai, L. O., Osman, R., Polić-Pasković, M., Glavan, M., Hofman, J., Huerta-Lwanga, E., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2024). Pesticide residues in European sediments: A significant concern for the aquatic systems? Environmental Research, 261.,10.1016/j.envres.2024.119754

Nowell, L. H., Crawford, J. K., & Dileanis, P. D. (1999). Pesticides in stream

sediment and aquatic biota. CRC Press.

Lacayo, M., López, M., Picado, F., Cuadra, J., Pitty, J., Montenegro, K., & Calero, S. (1999). Plaguicidas organoclorados y organofosforados en aguas y sedimentos del río San Juan y en sus principales sub-cuencas, 1992, 1993 y 1997. En Seminario Ecología, Plaguicidas e Investigación Científica en los lagos Xolotlán, Cocibolca y el Río San Juan (pp. 8). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua. https://repositorio.unan.edu.ni/id/eprint/2526/

Leadprathom, N., Preeda, P., Satayavivad, J., Delaune, R. D., & Jugsujinda, A. (2009). Transport and deposition of organochlorine pesticides from farmland to estuary under tropical regime and their potential risk to aquatic biota. Journal of Environmental Science and Health, Part B, 44(3), 249–261.

Levy-Brooks, Y. (2016). Contaminación orgánica e inorgánica de la bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de mercurio y plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012 [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua]. Repositorio Institucional UNAN-Managua. https://repositorio.unan.edu.ni/id/eprint/10896/

Licskó, I. (2004). Coagulation mechanisms: Nano- and microprocesses. *Water Science and Technology*, *50*(12), 193–20., 10.2166/wst.2004.0697

Lohmann, R., Breivik, K., Dachs, J., & Muir, D. (2007). Global fate of POPs: Current and future research directions. *Environmental Pollution, 150*(1), 150-165. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.051

Mat, N., Ahmad, B., Wood, A. K., Hashim, Z., Junoh, S., & Ahmad, Z. (año no expuesto). Distribution of 14C-Lindane (alfa-BHC) insecticide in a simulative mudflat microecosystem. *OIEA*, 287-290.

Narváez-Valderrama, J. F., Palacio-Baena, J. A., & Molina-Pérez, F. J. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y Ambiente, 15*(3), 27-38. 10.15446/ga.v15n3.36278

National Research Council of Canada. (1975). Endosulfan: Its effects on environmental quality (Report No. 14098; Subcommittee Report No. 3). Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality.

Nowell, L. H. (1999). *Pesticides in Stream Sediment and Acuatic Biota.* Boca Raton: CRC Press LLC.

Organización Panamericana de la Salud. (2000). Legislación de plaguicidas en

Honduras: Compendio. Proyecto PLAGSALUD.

Peterson, S. M., & Batley, G. E. (1993). The Fate of Endosulfan in Aquatic Ecosystems. *Environmental Pollution* (82), 143-152.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2011). Mejorando el manejo de plaguicidas agrícolas en Colombia, Costa Rica y Nicaragua: Experiencias del Proyecto GEF reduciendo el escurrimiento de plaguicidas al Mar Caribe. Unidad de Coordinación Regional para el Caribe.

Quejido, A., Hernandez, C., Ruíz, C., Sanchez, J. A., Masis, M., Sericano, J., & Castillo, A. (2012). Reconstrucción de los procesos de sedimentación y contaminación de la bahía de Puerto Cortés y laguna de Alvarado en los últimos 100 años, utilizando técnicas nucleares. En V. M. Meléndez (Ed.), Contaminación ambiente y salud (pp. 38-47).

Ragnarsdottir, K. V. (2000). Environmental fate and toxicology of organophosphate pesticide. En J. C. Fairchild (Ed.), Journal of the Geological Society, 157, 859-876.

Rodríguez Matute, J., & Picado Pavón, F. (2023). Diversidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el Río Juan López, Atlántida (Honduras) época seca. Portal de la Ciencia, 1(17), 7-19. https://doi.org/10.5377/pc.v1i17.16067

Saha, R., & Dutta, S. M. (2024). Pesticides' mode of action on aquatic life. Toxicology Reports, 13, Artículo 101780. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101780

Sappington, K. (2013). Case study: USEPA benthic invertebrate risk assessment for endosulfan. United States Environmental Protection Agency.

Secretaría de Gobernación y Justicia. (2003). Plan estratégico de desarrollo municipal: Municipio de El Porvenir, Atlántida. La Gaceta.

SMNH. (2016). Velocidad de viento histórico mensual. Servicio Meteorológico Nacional de Honduras.

Stewart, D. R., Chisholm, D., & Ragab, M. H. (1971). Long term persistence of parathion in soil. Nature, 229, 47.

Tomlin, C. (1994). The pesticide manual (10th ed., pp. 555-556). British Crop Protection Council.

Universidad Nacional Autónoma de Honduras Campus Atlántida. (2013). Proyecto de vinculación Universidad-Sociedad: Caracterización socioeconómica y medioambiental del Río Juan López en El Porvenir, Atlántida [Manuscrito no publicado].

United Nations Environment Programme. (2023). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Secretariat of the Stockholm

Convention. https://www.pops.int/Portals/0/download.aspx?e=UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-2023.English.pdf

Unyimadu, J. P., Osibanjo, O., & Babayemi, J. O. (2019). Concentration and distribution of organochlorine pesticides in sediments of the Niger River, Nigeria. Journal of Health and Pollution, 9(22), Artículo 190606. https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.22.190606

U.S. Environmental Protection Agency. (1996). Method 3660B: Sulfur Cleanup, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3660b-sulfur-cleanup

U.S. Environmental Protection Agency. (2006). Reregistration Eligibility Decision for Terbufos. https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-105001_1-Jul-06.pdf

U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *United States Environmental Protection Agency. Method 3550C: Ultrasonic Extraction, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods.* Obtenido de https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3550c-ultrasonic-extraction

U.S. Environmental Protection Agency. (2014). *United States Environment Protection Agency. Method 3620C: Florisil Cleanup, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods.* Obtenido de https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3620c-florisil-cleanup.

Veljanoska-Sarafiloska, E., & Lokoska, L. (2017). Comparation between organochlorine pesticide residues, organic matter and lipolytic bacteria in sediments from Lake Ohrid and Lake Dojran (Republic of Macedonia). En Proceedings of the 7th International Symposium of Environmental Management (ISEM7) (pp. 211-226). University of Montenegro Repository.

Walker, C. H., & Hopkin, S. P. (2006). *Principles of ecotoxicology* (3rd ed.). CRC Press

Warner, M. J., Bullister, J. L., Wisegarver, D. P., Gammon, R. H., & Weiss, R. F. (1996). Basin-wide distributions of chlorofluorocarbons CFC-11 and CFC-12 in the North Pacific: 1985–1989. Journal of Geophysical Research, 101(C9), 20525–20542. doi.org

Wetzel, R. G. (2001). Limnology: Lake and river ecosystems (3rd ed.). Academic Press.

Widenfalk, A. (2002). Pesticide bioavailability in aquatic sediments:

A literature review. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences. http://webstar.vatten.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2002-11.pdf

Yimer, T. F., Ayele, D. T., Brihanu, Y. K., Akele, M. L., Kassaw, M. M., Alemu, A. K., & Molla, D. K. (2024). Ecological risk assessment of organochlorine pesticide residues in sediment samples from Lake Tana and Hayqe in Northwest Ethiopia. Emerging Contaminants, 10, 1-6. doi.org