



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**Plaguicidas organoclorados en sedimentos y  
organismos de importancia comercial de la  
laguna de Alvarado, Veracruz, México**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**BIÓLOGO**

**P R E S E N T A:**

**VÍCTOR GABRIEL ELÍAS GARCÍA**

**DIRECTORA DE TESIS:  
DRA. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ**

**Ciudad Universitaria, CD. MX., 2023**





Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## AGRADECIMIENTOS

A la UNAM, que desde de mi corta edad me permitió formar parte de su comunidad estudiantil, brindándome la posibilidad de haber llegado hasta este nivel académico repleto de grandes aprendizajes y experiencias que siempre albergaré con mucho orgullo.

A la Facultad de Ciencias de esta gran casa de estudios, la cual me brindó un segundo hogar cuyas paredes alimentaron mi pasión e interés por la ciencia, y sus pasillos me vieron crecer diariamente en mi formación como biólogo.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA), por haber financiado el desarrollo de esta tesis, desde los trabajos de campo hasta los análisis de laboratorio, además de haberme otorgado la beca de licenciatura dentro de los compromisos del proyecto PAPIIT IN214620 *Plaguicidas altamente peligrosos en organismos de importancia pesquera en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz* que tuvo como responsable técnica a la Dra. Guadalupe Judith de la Lanza Espino (Q.E.P.D.) y como responsable técnico sustituto al Dr. Alfonso Vázquez Botello.

A la Dra. Guadalupe Ponce, mi directora de tesis, maestra y mentora de temas relacionados con la contaminación ambiental. Agradezco la guía de tu conocimiento y vasta experiencia en el desarrollo de este trabajo, así como el interés, el apoyo, la paciencia, y la confianza depositada en mí desde el momento en que crucé la puerta de tu cubículo. Debo añadir que el ímpetu que transmites por mantener vigente el desarrollo académico de estos tópicos, sin duda alguna, resulta inspirador. Me siento afortunado de formar parte de tus alumnos tutelados.

A los integrantes del sínodo, Dra. Luz Lazcano, Dra. Margarita Hermoso, Dr. Jorge Ontiveros y Dra. Elsa Arellano, agradezco el tiempo empleado en la revisión de esta tesis, así como por compartirme sus comentarios pertinentes que resultaron en la mejora de esta investigación.

Al Dr. Alfonso Vázquez Botello por permitirme hacer uso del Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

Al personal del Laboratorio de Hidrobiología del Instituto de Biología, UNAM, especialmente al Técnico Académico Francisco Salvador Hernández Pulido, por continuar con el apoyo e interés brindando inicialmente por parte la Dra. Guadalupe de la Lanza.

A la M. en. C. Mitzi Sánchez y a la M. en. C. Elia Lemus, por el apoyo otorgado en los análisis de granulometría, y en la identificación de los macroinvertebrados bentónicos, respectivamente.

Al Q. Marco Martínez por su intervención en la parte analítica instrumental de este estudio.

A los servicios sociales que me apoyaron con el trabajo de laboratorio, les reitero la valoración de su esfuerzo e interés que pusieron en esta investigación.

Un agradecimiento general a mis compañeros tesistas, que en conjunto con los servicios sociales y los responsables académicos formamos un equipo de trabajo cuya retroalimentación indudablemente aportó su granito de arena en esta tesis.

## AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Quiero comenzar esta sección agradeciendo a las dos personas, que desde antes de que yo tuviera uso de razón, han estado a mi lado de manera incondicional. A mis padres, a quienes les dedico este trabajo, pues ustedes me han acompañado e impulsado en esta gran aventura. No hay palabras suficientes para expresarles mi enorme y eterna gratitud por el todo el apoyo que me han brindado a lo largo de mi vida, por todo ese amor que mantenemos como familia, por la confianza depositada en mí, así como por ser mis principales guías y los mejores maestros de vida que he podido desear. Les agradezco los consejos que me dan, el afecto y muestras de cariño que me regalan día tras día, las palabras de aliento que me ofrecen cuando más las necesito, aquellas charlas que me ayudan a reencontrar mi rumbo, y su reconfortante compañía. *Manolito* y *Betty*, soy afortunado de tenerlos como padres; este logro también es suyo, los amo.

A Dafne, *mi amiga personal* que me ha demostrado que la amistad no es un mito, ni algo pasajero. Gracias por todas las risas, chistes, y los entrañables momentos que hemos compartido desde el primer minuto en el que pise la facultad, así como por ser mi fiel acompañarme desde entonces, literalmente. Te agradezco por brindarme tu apoyo incondicional en las buenas y en las malas, por la confianza para compartir nuestros momentos más esquizofrénicos, y por el cariño sincero que me das. Pocas amistades trascienden como lo hemos hecho tú y yo, por lo que nuestra amistad es un tesoro que valoro mucho; sabes que eres *mi persona*, te quiero *Daf*.

A Lupita, a quien previamente ya agradecí por su apoyo y enseñanzas, en términos académicos. Sin embargo, también considero importante darte las gracias por la confianza depositada en mí, así como la empatía que me has otorgado. Agradezco las charlas, risas y consejos que me has regalado, las cuales sin duda quedarán grabadas en mi memoria, y que serán un aliciente al recordar la travesía que fue llevar a término este trabajo.

A Aura, a quien por fin puedo retribuirle mi agradecimiento por las enseñanzas y experiencias académicas vividas hace muchos ayer, pero que sin duda resultaron alentadoras. Te agradezco que me hayas brindado tu amistad, la cual espero poder procurar aun cuando te encuentres en la

otra punta del mundo. Espero que a través de este trabajo te des una idea de lo que es *la vida del biólogo marino*.

A Mitzi, pues nuestras pláticas cortas de tres horas hicieron aún más especial mi estancia en el instituto. Gracias por los momentos compartidos, y por las risas poco discretas que hemos hecho sonar hasta en el Caribe. Espero que nuestra amistad pinte para largo *Mit-Mit*.

Finalmente, quiero agradecer personalmente al equipo de contaminación marina, con los que conviví a diario durante la realización de esta investigación. Gracias por los momentos amenos compartidos, los cuales hicieron de esta experiencia académica algo excepcional.

# Índice

1	Introducción .....	1
1.1	Marco Teórico .....	1
1.1.1	Particularidades de los plaguicidas organoclorados .....	1
1.1.2	Plaguicidas organoclorados en ecosistemas marinos.....	8
1.1.2.1	Sedimentos marinos y plaguicidas organoclorados.....	10
1.1.2.2	Organismos marinos y plaguicidas organoclorados .....	11
1.1.3	Lagunas costeras .....	14
1.1.4	Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz .....	15
1.2	Antecedentes .....	17
1.3	Planteamiento del Problema.....	18
1.4	Justificación.....	18
1.5	Hipótesis.....	19
1.6	Objetivos .....	19
1.6.1	Objetivo General.....	19
1.6.2	Objetivos Particulares .....	19
2	Metodología .....	20
2.1	Descripción del área de estudio.....	20
2.2	Trabajo de campo .....	20
2.3	Trabajo de laboratorio .....	21
2.3.1	Sedimentos.....	21
2.3.1.1	Pretratamiento de las muestras sedimentarias .....	21
2.3.1.2	Granulometría.....	23
2.3.1.3	Determinación de materia orgánica en sedimentos .....	23
2.3.1.4	Determinación de carbonatos en sedimentos.....	25
2.3.1.5	Determinación de plaguicidas organoclorados en sedimentos .....	27
2.3.2	Organismos de importancia comercial.....	30
2.3.2.1	Identificación de organismos.....	30
2.3.2.2	Pretratamiento de las muestras faunísticas .....	31
2.3.2.3	Determinación de plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos .....	31
2.4	Trabajo de gabinete .....	32
2.4.1	Mapas de distribución de parámetros sedimentarios y de plaguicidas organoclorados.....	32
2.4.2	Análisis estadísticos .....	32
2.4.2.1	Prueba de normalidad .....	32
2.4.2.2	Estandarización de datos .....	33
2.4.2.3	Correlación de Spearman.....	33
2.4.2.4	Análisis de componentes principales.....	34
2.4.2.5	Clúster jerárquico aglomerativo .....	34
2.4.3	Calidad sedimentaria y estimación de riesgo por plaguicidas organoclorados.....	34
2.4.4	Factor de acumulación de sedimentos en la biota (BSAF) .....	36
3	Resultados y Discusión .....	37
3.1	Granulometría.....	37
3.2	Materia Orgánica.....	41
3.3	Carbonatos.....	44
3.4	Plaguicidas organoclorados en sedimentos .....	46

3.4.1	Comparación de resultados con otros reportes de plaguicidas organoclorados en sedimentos.....	54
3.5	Análisis estadísticos .....	58
3.6	Calidad sedimentaria y coeficiente de riesgo a la comunidad bentónica.....	69
3.7	Identificación de organismos .....	72
3.8	Plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos .....	74
3.8.1	Comparación de resultados con otros reportes plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos.....	82
3.9	Factor de acumulación de sedimentos en la biota.....	85
3.10	Escenario hipotético de transferencia ambiental de los plaguicidas organoclorados.	87
4	Conclusiones .....	89
5	Referencias.....	92



## Resumen

La laguna de Alvarado, Veracruz es considerada como uno de los sistemas costeros más productivos y valiosos del país, derivado de los diversos servicios ecosistémicos que brinda; sin embargo, este cuerpo lagunar se ha visto afectado por diversas causas de origen antropogénico. Una de esas repercusiones ambientales es la contaminación por plaguicidas organoclorados asociados a las actividades agropecuarias que se desarrollan en la región. Derivado de la alta afinidad que presentan estos contaminantes por los sedimentos y la biota, este trabajo tuvo como objetivo general el registro de plaguicidas organoclorados en estas dos matrices de estudio, con el fin de brindar información referente a la biodisponibilidad y bioacumulación de los plaguicidas para conocer el posible riesgo que puede representar a la comunidad biológica de este sistema costero, y a los consumidores de los organismos que se comercializan en la región. Se realizaron determinaciones de contenido de materia orgánica, carbonatos, así como de la clase textural de los sedimentos para identificar su posible relación con los plaguicidas organoclorados accesibles para los organismos de la laguna. La determinación de estos plaguicidas se basó en los métodos de la EPA para determinar 16 de plaguicidas organoclorados, realizando el análisis final por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas, y así contar con la calidad analítica necesaria. Se cuantificó el 44% de estos contaminantes en los sedimentos, sobresaliendo el aldehído de endrín por tener las mayores concentraciones ( $14.94 \text{ ngg}^{-1}$ ); también se destaca la presencia del *p-p'*-DDT, insecticida restringido desde 1991. La acumulación de estos agrotóxicos en la matriz sedimentaria está mayormente asociada a la presencia de partículas finas, y no a los parámetros geoquímicos contemplados en este trabajo. Los plaguicidas organoclorados cuantificados en cuatro especies de macroinvertebrados bentónicos y seis de peces mostraron la acumulación del 62% de los organoclorados, destacando la concentración total de  $95.77 \text{ ngg}^{-1}$  en los tejidos comestibles del ostión *Crassostrea virginica*, complementando así los resultados del cociente de riesgo de toxicidad sedimentaria calculado, el cual refleja la amenaza que la comunidad bentónica de esta laguna podría presentar al efecto de estos agroquímicos; al igual que en los sedimentos, el plaguicida organoclorado con mayor contenido en los tejidos de los organismos analizados fue el aldehído de endrín ( $20.48 \text{ ngg}^{-1}$ ). Se resalta la presencia del  $\gamma$ -HCH, el cual es un compuesto carcinógeno para humanos, por lo que la ingesta de los recursos pesqueros estudiados podría comprometer la salud de los consumidores. A través del factor de bioacumulación calculado, se determinó la transferencia de los plaguicidas organoclorados a los organismos de relevancia comercial de la laguna de Alvarado.

## Abstract

The Alvarado lagoon, Veracruz is considered one of the most productive and valuable coastal systems in the country, derived from the various ecosystem services it provides; however, this lagoon body has been affected for various causes of anthropogenic origin. One of these environmental repercussions is the pollution by organochlorine pesticides associated with agricultural activities carried out in the region. Derived from the high affinity that these pollutants have for sediments and biota, this work had as general objective the registration of organochlorine pesticides in these two study matrices, in order to provide information regarding the bioavailability and bioaccumulation of pesticides to know the possible risk that can represent to the biological community of this coastal system, and to the consumers of the organisms that are marketed in the region. Determinations of organic matter content, carbonates, as well as the textural class of the sediments were made to identify their possible relationship with the organochlorine pesticides accessible to the organisms of the lagoon. The determination of these pesticides was based on the EPA methods to determine 16 organochlorine pesticides, performing the final analysis by gas chromatography coupled with mass spectrometry to have the necessary analytical quality. 44% of these contaminants were quantified in the sediments, standing out the endrin aldehyde for having the highest concentrations ( $14.94 \text{ ngg}^{-1}$ ); the presence of *p-p'*-DDT, an insecticide restricted since 1991 is also noteworthy. The accumulation of these agrochemicals in the sedimentary matrix is mostly associated with the presence of fine particles and not with the geochemical parameters considered in this work. The organochlorine pesticides quantified in four species of benthic macroinvertebrates and six of fish showed the accumulation of 62% of the organochlorines, highlighting the total concentration of  $95.77 \text{ ngg}^{-1}$  in the edible tissues of the oyster *Crassostrea virginica*, thus complementing the results of the risk quotient. of sedimentary toxicity calculated, which reflects the threat that the benthic community of this lagoon could present to the effect of these agrochemicals; as in the sediments, the organochlorine pesticide with the highest content in the tissues of the organisms analyzed was endrin aldehyde ( $20.48 \text{ ngg}^{-1}$ ). The presence of  $\gamma$ -HCH, which is a carcinogenic compound for humans, is highlighted, so that the intake of the studied fishing resources could compromise the health of consumers. Through the calculated bioaccumulation factor, the transfer of organochlorine pesticides to organisms of commercial relevance in the Alvarado lagoon was determined.

# 1 Introducción

## 1.1 Marco Teórico

### 1.1.1 Particularidades de los plaguicidas organoclorados

La FAO (1996) define a los plaguicidas como aquella sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo los vectores de enfermedades humanas o de otros animales.

Entre las diferentes familias químicas de plaguicidas que existen se encuentran los organoclorados, los cuales han sido utilizados en actividades agropecuarias de todo el mundo (Tsygankov, 2019). Su estructura química corresponde a la de los hidrocarburos clorados, lo que le confiere una alta estabilidad a causa de sus propiedades fisicoquímicas (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 1998).

Dichas características ocasionan que presenten una persistencia ambiental elevada, pues solo en condiciones extremas se degradan con lentitud. Se ha registrado que su tiempo promedio de degradación en el ambiente es de cinco años, sin embargo, su degradación dependerá en gran medida de los factores ambientales. Hay compuestos clorados que presentan una vida media de años e incluso décadas en suelos o sedimentos, y varios días en la atmósfera (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 1998; Jones y De Voogt, 1999).

Los plaguicidas organoclorados son compuestos insolubles en agua, volátiles y altamente solubles en disolventes orgánicos de baja polaridad. Poseen características moleculares (**Tabla 1**) que favorecen su liposolubilidad lo que permite que sean bioacumulados, biotransferidos, y biomagnificados a través de las cadenas tróficas (Ramírez y Lacasaña, 2001; Ponce-Vélez y Botello, 2018; Albert y Viveros, 2019). Dichas propiedades moleculares corresponden principalmente al coeficiente de partición octanol-agua ( $K_{ow}$ ) y al coeficiente de adsorción de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ).

El  $K_{ow}$  es un parámetro que indica la solubilidad diferencial que presenta un compuesto en presencia de agua y n-octanol (fracción lipídica). Este coeficiente muestra el grado de afinidad que

puede presentar un compuesto por los lípidos, es decir, su hidrofobicidad, e indirectamente la capacidad que tienen por acumularse en matrices en donde las sustancias grasas estén presentes.

Los valores altos de  $K_{OW}$ , como es el caso de los plaguicidas organoclorados (**Tabla 1**), indican que su afinidad por el n-octanol es mayor, mientras que un valor bajo de  $K_{OW}$  señalaría que se distribuyen en la fase acuosa (INECC, 2004; Kookana y Navarro, 2022).

**Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas organoclorados (ATSDR, 2007, 2015, 2021, 2022a, 2022b, 2023)**

Plaguicida organoclorado	Fórmula química	No. CAS	Peso molecular (g mol <sup>-1</sup> )	Punto de fusión/ebullición (°C)	$K_{OW}$	$K_{OC}$	Presión de vapor (mmHg)
$\alpha$ -HCH	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>	319-84-6	290.83	159 - 160 / 288	3.8	3.57	4.5x10 <sup>-5</sup>
$\beta$ -HCH	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>7</sub>	319-84-7	290.83	314 - 315 / 60	3.78	3.57	3.6x10 <sup>-7</sup>
$\delta$ -HCH	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>8</sub>	319-84-8	290.83	141 - 142 / 604.14	-	3.8	4.5x10 <sup>-5</sup>
$\gamma$ -HCH	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>9</sub>	319-84-9	290.83	112.5 / 323.4	3.72	3	4.2x10 <sup>-5</sup>
Heptacloro	C <sub>10</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>7</sub>	76-44-8	373.32	95 - 96 / 145	6.1	4.34	3x10 <sup>-4</sup>
Epóxido de heptacloro	C <sub>10</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>7</sub> O	1024-57-3	389.4	-	5.4	4.37	1.95x10 <sup>-5</sup>
$\alpha$ -endosulfán	C <sub>9</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>3</sub> S	959-98-8	406.93	108 - 110 / -	3.83	3.55	1x10 <sup>-5</sup>
$\beta$ -endosulfán	C <sub>9</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>3</sub> S	33213-65-9	406.93	208 - 210 / -	3.62	4.1	1x10 <sup>-5</sup>
Sulfato de endosulfán	C <sub>9</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>4</sub> S	1031-07-8	422.95	181 - 182 / -	3.66	-	1x10 <sup>-11</sup>
Aldrín	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub>	309-00-2	364.91	104 - 105.5 / -	6.5	7.57	7.5x10 <sup>-5</sup>
Dieldrín	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub> O	60-57-1	380.91	176 - 177 / -	6.2	6.67	3.1x10 <sup>-6</sup>
Endrín	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub> O	72-20-8	380.9	235 / 246	5.34	3.14	2.0x10 <sup>-7</sup>
Aldehído de endrín	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub> O	7421-93-4	381.9	-	4.53	4.8	2.0x10 <sup>-8</sup>
<i>p,p'</i> - DDT	C <sub>14</sub> H <sub>9</sub> Cl <sub>5</sub>	50-29-3	354.5	108.5 - 109 / 185-187	6.91	5.18	1.60x10 <sup>-7</sup>
<i>p,p'</i> - DDE	C <sub>14</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>4</sub>	72-55-9	318.03	89 / 336	6.51	4.7	6.0x10 <sup>-6</sup>
<i>p,p'</i> - DDD	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>4</sub>	72-54-8	320.05	109 - 110 / 350	6.02	5.18	1.35x10 <sup>-6</sup>

Los efectos generales que ocasionan los contaminantes organoclorados en la salud humana son daño al sistema nervioso central y periférico, así como trastornos reproductivos derivado de la perturbación endocrina que pueden provocar estos tóxicos (Albert y Viveros, 2019).

Por otro lado, el  $K_{OC}$  es un valor que indica la tendencia de un compuesto por ser adsorbido por el carbono orgánico presente en el suelo. Este parámetro también se le denomina coeficiente de adsorción suelo-agua, ya que a valores altos de  $K_{OC}$ , se establece una gran afinidad del compuesto hacia el suelo, pero a niveles bajos indica que este se solubiliza en el agua y se moviliza a través de esta fase. En el caso de los plaguicidas organoclorados los valores de  $K_{OC}$  son también altos (**Tabla 1**), por lo que se establece que estos contaminantes son adsorbidos y acumulados por el contenido de materia orgánica del suelo o sedimento (INECC, 2004).

Se han reconocido a los plaguicidas organoclorados como compuestos carcinógenos, pues algunos compuestos están contemplados como generadores potenciales de cáncer por la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer de la Organización Mundial de la Salud (IARC, 2022) (**Tabla 2**).

**Tabla 2. Clasificación de los plaguicidas organoclorados como agentes cancerígenos (IARC, 2022)**

Plaguicida Organoclorado	Clasificación	Especificaciones
$\gamma$ -HCH	Grupo 1	Cancerígeno para humanos
Dieldrín Aldrín DDT	Grupo 2A	Probablemente cancerígeno para humanos
$\alpha$ , $\beta$ , $\delta$ -HCH Heptacloro	Grupo 2B	Posiblemente cancerígeno para humanos
Endrín Endosulfán	Grupo 3	No clasificable como cancerígeno para humanos

Los plaguicidas organoclorados se encuentran dentro de un grupo de compuestos orgánicos considerados persistentes, pues comparten propiedades físicas y químicas que les brindan una elevada estabilidad ambiental, por lo que suelen encontrarse ampliamente distribuidos (Kookana y Navarro, 2022), representando un riesgo al ambiente y a la salud global.

En consecuencia, en el año 2001 surgió un tratado internacional denominado Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, dentro del cual México forma parte, siendo el primer país de Latinoamérica en ratificar dicho convenio en el año 2003 (SEMARNAT, 2015). Este tratado entró en vigor en el año 2004, teniendo como objetivo principal proteger la salud humana y el medio ambiente de los contaminantes orgánicos persistentes mediante la eliminación de la producción de estos compuestos, su prohibición o restricción de su uso, así como de su importación y exportación.

El tratado inicialmente contempló 12 contaminantes persistentes, dentro de los cuales se mantienen enlistados los organoclorados aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro, y DDT. A partir de entonces, se han incorporado a este convenio 16 compuestos, tales como los plaguicidas organoclorados  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ -HCH, y el endosulfán en conjunto con su metabolito epóxido de endosulfán (ONU, 2019; Kookana y Navarro, 2022) (**Tabla 3**).

**Tabla 3. Lista de plaguicidas organoclorados contemplados en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. (ONU, 2019)**

Compuesto Orgánico Persistente	Categoría	Anexo	Especificación
$\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ - HCH Aldrín Dieldrín Endrín Heptacloro Endosulfán	Plaguicida	Anexo A	Eliminar o prohibir la producción y el uso, así como la importación y exportación, de los compuestos producidos intencionalmente
DDT		Anexo B	Restringir la producción y el uso, así como la importación y exportación, de los compuestos producidos intencionalmente

A pesar de que la producción, uso y eliminación de plaguicidas ha sido regulados o prohibidos en la mayoría de los países desarrollados, los plaguicidas organoclorados todavía se utilizan en la actualidad en muchos países en vías de desarrollo (Zhou *et al.*, 2008).

Según la FAO (2020) en México se utilizaron 41 161.11 t de plaguicidas en actividades agrícolas, que corresponde al 1.6% del uso de estas sustancias a nivel mundial. Existe suficiente evidencia que establece el uso histórico y actual de plaguicidas asociado al deterioro de los ecosistemas y de la salud de la población de México. Por ejemplo, entre la aplicación de ingredientes activos de alta toxicidad utilizados en diversos cultivos en nuestro país, dentro de los cuales se reporta al organoclorado endosulfán probablemente debido a los efectos a corto plazo, y al bajo costo que presentan dichos compuestos (García-Hernández et al., 2018; Albert y Viveros, 2019).

Si bien la legislación mexicana parece tener bases suficiente para proteger la salud de la población y el ambiente de los efectos del uso de plaguicidas, la realidad es que presenta ciertas fallas, principalmente a causa de la dispersión de actividades regulatorias entre dependencias competentes, así como de una desactualización de información contemplada en la normatividad vigente, siendo incongruente con la realidad actual (Albert y Viveros, 2019).

**Tabla 4. Actividades que regulan las diferentes dependencias gubernamentales en materia de plaguicidas.**  
(Albert y Viveros, 2019)

<b>Tipo de actividad a regular</b>	<b>Dependencias de Gobierno responsables</b>
Importancia y exportación	SAGARPA/ SEMARNAT/ SE/ SHCP
Registro	SSA
Proceso y uso	SEMARNAT/ SSA/ SAGARPA/ STPS
Almacenamiento	SSA/ SCT/ STPS
Transporte	SCT/ SSA/ SEMARNAT/ STPS
Comercialización	SAGARPA/ SE/ SSA
Efectividad biológica	SAGARPA
Límites máximos de residuos de plaguicidas en productos agrícolas	SSA/ SAGARPA
Control de residuos en productos agrícolas	SSA
Control de calidad de plaguicidas	SSA
Descargas al agua	SEMARNAT/ SSA/ SEMAR
Emisiones a la atmosfera	SEMARNAT/ SSA
Residuos peligrosos	SEMARNAT/ SSA/ SCT
Ambiente laboral	STPS/ SSA
Salud ocupacional	SSA/ STPS
Salud ambiental	SSA
Saneamiento e impacto ambiental	SEMARNAT

Desde el año 1997, la regulación mexicana de los plaguicidas se ha mantenido establecida bajo disposiciones ambientales, sanitarias, fito y zoonosanitarias, laborales y de transporte, así como en

aduanales y de comercio exterior, las cuales establecen lineamientos en los de que se deben regular el manejo de estos contaminantes. De esta forma, ocho dependencias gubernamentales tienen la responsabilidad de intervenir en el control de las actividades vinculadas a los plaguicidas (**Tabla 4**), lo que reduce la eficacia en aplicar la legislación (Ortíz *et al.*, 2013; Albert y Viveros, 2019).

Actualmente los plaguicidas se encuentran regulados principalmente por cuatro leyes generales, cuya aplicación está dispersa en nueve reglamentos (**Tabla 5**). También se han aprobado 39 normas oficiales mexicanas relacionadas al control de estas sustancias, sin embargo, la aplicación adecuada de esta normatividad no se ha llevado a cabo correctamente debido a la dispersión de competencias entre las dependencias, y su vez de la superposición de deberes que se les atribuye a las mismas (Ortíz *et al.*, 2013; Albert y Viveros, 2019).

Es importante señalar que a pesar de existir un número aparentemente elevado de normas oficiales mexicanas en torno a la regulación de plaguicidas, a la fecha no se ha establecido alguna que especifique algún límite máximo permisible de estas sustancias o de sus residuos en cuerpos de agua, en la atmósfera, en suelos o sedimentos, ni en alimentos que no sean derivados de actividades agrícolas. Esta carencia en nuestra legislación favorece el desconocimiento del grado de exposición a los plaguicidas que tiene la población del país, y las posibles consecuencias a corto y largo plazo (Albert y Viveros, 2019)

En el año 1987 se creó la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICLOPLAFEST), la cual en el año de 1991 publicó el Catálogo Oficial de Plaguicidas, en donde se estableció una clasificación del uso de estas sustancias en nuestro país.

Conforme a ese documento, los plaguicidas en la categoría de *prohibidos* son aquellos cuyo uso, importación, fabricación y comercialización están prohibidos en nuestro país; bajo esta agrupación se encuentran los plaguicidas organoclorados aldrín, dieldrín, y endrín. Por otra parte, los plaguicidas clasificados como *restringidos* son aquellos que solo se podrán aplicar bajo la supervisión del personal autorizado y capacitado; en esta categoría se incluyen al lindano, endosulfán y DTT., aclarando que este último compuesto podrá ser utilizado únicamente por dependencias gubernamentales en campañas sanitarias (CICLOPLAFEST, 1991; Ortíz *et al.*, 2013).



**Tabla 5. Leyes y reglamentos que establecen la regulación de las actividades relacionada con los plaguicidas.**  
**(Ortíz *et al.*, 2013; Albert y Viveros, 2019)**

Ley	Precepto establecido	Reglamentos
<b>Ley General de Salud</b>	Establece como responsabilidad de la SSA ejercer un control sanitario sobre sustancias químicas sujetas a comercio, incluyendo su producción, uso, importación, exportación y disposición final.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reglamento en Materia de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios</li> <li>• Reglamento en Materia de Control Sanitario de la Publicidad</li> <li>• Reglamento de la Comisión Federal contra Riesgos Sanitarios</li> </ul>
<b>Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente</b>	Establece las disposiciones aplicables para la protección del ambiente por los riesgos que poseen los plaguicidas. Dentro de la temática sobre preservación, restauración y mejoramiento del ambiente y bajo el rubro de la prevención y control de la contaminación del suelo, atmósfera y agua, y por residuos peligrosos, se encuentran los principales lineamientos aplicables a estas sustancias.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reglamento en Materia de Impacto Ambiental</li> <li>• Reglamento en Materia de Prevención y Control de la Contaminación de la Atmósfera</li> <li>• Reglamento en Materia de Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes</li> </ul>
<b>Ley General de Prevención y Gestión Integral de los Residuos</b>	Considera como prioridad minimizar la generación y maximizar la valoración y aprovechamiento de los residuos dentro de un marco de responsabilidad compartida y gestión integral, cuando esto sea posible, y establece como últimas opciones su incineración o disposición final.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reglamento para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos</li> </ul>
<b>Ley Federal de Sanidad Vegetal</b>	Otorga a la SAGARPA la autoridad para regular el uso y la efectividad de los plaguicidas agrícolas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reglamento en Materia de Sanidad Vegetal</li> <li>• Reglamento para el Control y Uso de Herbicidas</li> </ul>

Actualmente la autorización gubernamental para la venta y el uso de plaguicidas se gestiona a través de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), la cual es un órgano descentralizado de la Secretaría de Salud. La COFEPRIS emitió en el año 2016 el Catálogo de Plaguicidas, en donde se mantiene la clasificación de 1991 de los plaguicidas organoclorados prohibidos y restringidos en nuestro país (COFEPRIS, 2016).

El marco regulatorio de los plaguicidas en México es ineficaz, las acciones que se mantienen vigentes en nuestro país han sido establecidas de forma tardía, de manera no precautoria, y en su mayoría son respuesta a los compromisos internacionales. Dicha regulación se ha llevado a cabo bajo una vigilancia insuficiente para proteger la salud humana y el ambiente, y sin reconocerse como un tema prioritario en la política pública, por lo que se requiere una revisión y una reformatión integral para una reducción real de los riesgos por la presencia de los plaguicidas en el entorno (Bejarano-González, 2017; Albert y Viveros, 2019).

### ***1.1.2 Plaguicidas organoclorados en ecosistemas marinos***

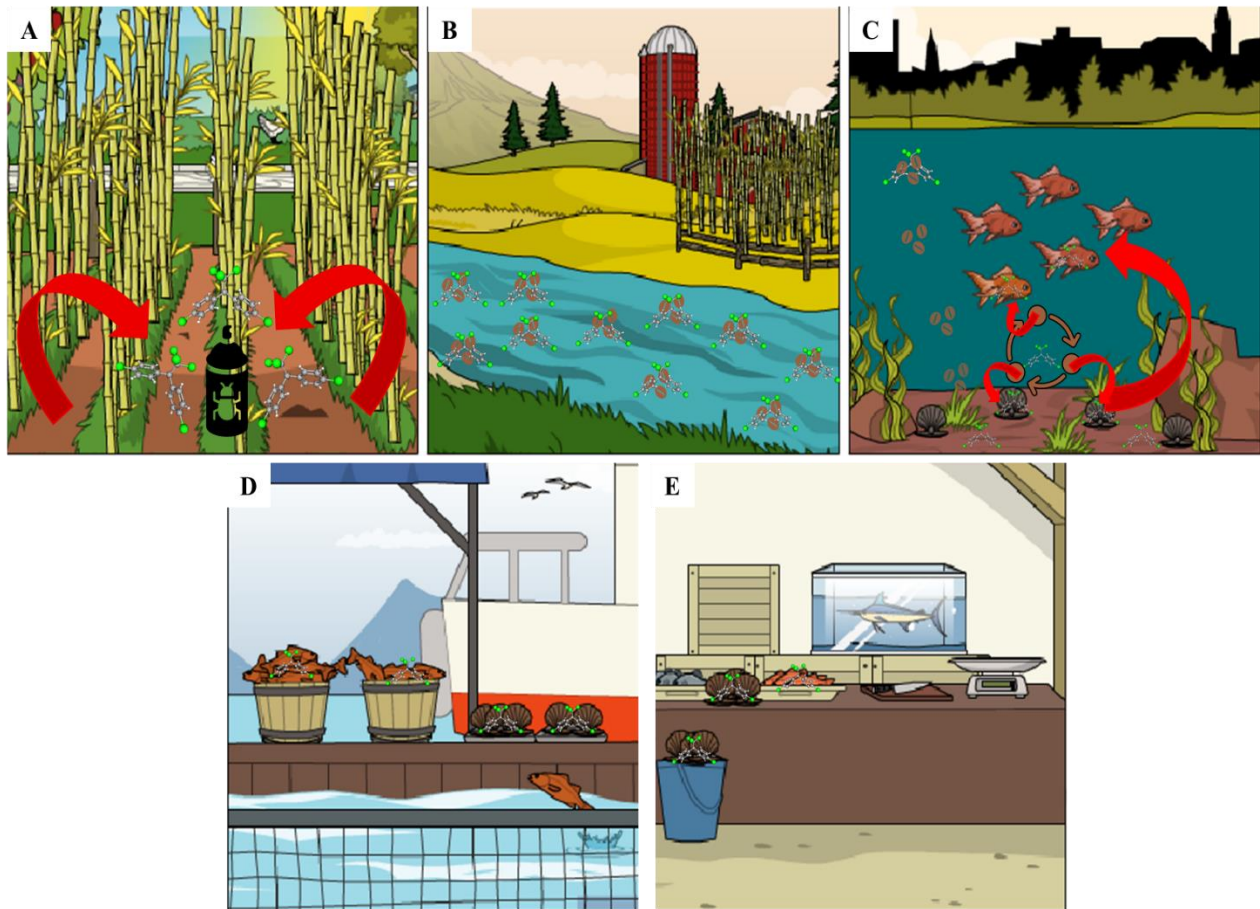
Actualmente se tiene registro que los plaguicidas organoclorados, en conjunto con otros contaminantes orgánicos persistentes, se distribuyen de manera ubicua. Es decir, se presenta en diferentes lugares y matrices ambientales, dando la apariencia de estar en todas partes (Devi, 2020).

Lo anterior se debe a que estos compuestos presentan transferencia o movilidad ambiental (**Fig.1**), a causa de su alta persistencia. Se ha estimado que el 10% de los plaguicidas aplicados a los suelos de cultivo llegan a áreas denominadas como *no objetivo*, tales como los ecosistemas costeros, los cuales con frecuencia se convierten en el eslabón terminal en la cadena de acumulación de estos compuestos (Tsygankov, 2019; De Souza *et al.*, 2020).

Los plaguicidas organoclorados pueden llegar cuerpos de agua costeros por medio de drenes, escorrentías, o ríos, favorecidos por procesos de asociación a la materia particulada suspendida, debido a su baja solubilidad (Albert y Benítez, 2005).

Al llegar a zonas costeras, los plaguicidas se distribuyen en dos compartimentos principales: en partículas terrígenas en suspensión en la columna de agua y los sedimentos del fondo, de tal forma

que los plaguicidas se encuentran biodisponibles y pueden ser absorbidos por la biota, bioacumulados, biotransferidos y biomagnificados. Mediante la excreción, o por la muerte de los organismos, los plaguicidas se incorporan a los sedimentos del fondo, de donde pueden ser nuevamente suspendidos por los movimientos de la columna de agua. Los organismos que los han acumulado en sus tejidos pueden ser transportados a otros lugares mediante la migración o a través de su captura con fines comerciales (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 1998; Albert y Viveros, 2019).



**Fig. 1. Transferencia ambiental de los plaguicidas organoclorados.** (Elaboración propia).

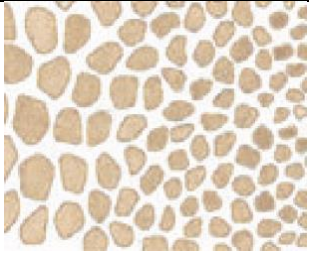
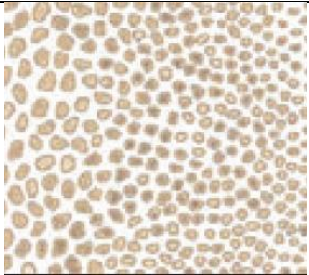

**A.** Los plaguicidas se aplican directamente al suelo del cultivo para control de plagas. **B.** Pueden ser transportados en suspensión por aguas de escorrentía al adsorberse a la materia orgánica particulada. **C.** Al llegar a aguas costeras, los plaguicidas se distribuyen en tres compartimentos: columna de agua, sedimentos y biota. **D.** Los organismos que han acumulado los plaguicidas en sus tejidos y que son de importancia comercial pueden transportarlos a otras regiones. **E.** Estos organismos son comercializados y puestos a la disposición de los consumidores.

### 1.1.2.1 Sedimentos marinos y plaguicidas organoclorados

Uno de los compartimentos ambientales, considerado la matriz por excelencia de acumulación de plaguicidas organoclorados, así como de otros compuestos orgánicos persistentes, son los sedimentos marinos debido a la presencia de partículas a las cuales se adsorben estos compuestos.

Estas partículas se han denominado geosorbentes y se caracterizan por ser fracciones inorgánicas del sedimento pertenecientes a partículas de roca y minerales (Tan, 2010). El potencial de dichos geosorbentes de retener a los contaminantes están asociados con la textura y el tamaño de grano que presenta el sedimento (**Tabla 6**). Además, se relaciona con las características moleculares del compuesto que favorecen su movilidad ambiental entre el sedimento y la columna de agua, que están establecidas por el  $K_{ow}$  y el  $K_{oc}$  (Ogbeide *et al.*, 2018).

**Tabla 6. Tamaño de partículas sedimentarias que actúan como geosorbentes.**  
(Castro y Huber, 2007).

Partícula sedimentaria	Tamaño (mm)	Tipo de grano de sedimento	
Arenas	0.075 – 0.050	Grueso	
Limos	0.050 – 0.002	Fino	
Arcillas	< 0.002	Muy fino	

Se ha indicado que la disponibilidad y movilidad que presentan los plaguicidas organoclorados están determinadas por la presencia relativa de las fracciones inorgánicas en el sedimento, pues estas influyen en sus propiedades fisicoquímicas, y proporcionan una superficie expuesta altamente reactiva para la adsorción de los contaminantes (Tan, 2010; Hall *et al.*, 2015).

Existen reportes que mencionan que los tamaños de partícula pequeños, correspondientes a limos y arcillas, tienen gran afinidad por los contaminantes, y por tanto una mayor capacidad para retenerlos una vez que entran al sistema acuático (Krauss y Wilcke, 2002; Che *et al.* 2003).

Otro factor que se vincula con el proceso de acumulación de los plaguicidas organoclorados en los sedimentos es la presencia de materia orgánica, pues se ha descrito como el agente adsorbente más importante para estos compuestos debido a su polaridad similar, que a su vez favorece la partición de estas sustancias hacia la fracción orgánica del sedimento mediante distintas fuerzas de atracción a nivel atómico (Calvet, 1989; Ogbeide *et al.*, 2018).

A pesar de que las fuentes primarias de contaminantes orgánicos persistentes supuestamente han disminuido a nivel mundial, el transporte de sedimentos contaminados ha cobrado relevancia como fuente secundaria de estas sustancias (Lang *et al.*, 2018; Dahlberg *et al.*, 2020).

### ***1.1.2.2 Organismos marinos y plaguicidas organoclorados***

En el apartado anterior se mencionó acerca de la acumulación de estos compuestos en la matriz sedimentaria, pero dicho reservorio de contaminantes también puede asociarse con la biota del sistema. Es decir, que cuando se registra la presencia de plaguicidas organoclorados en una matriz ambiental se infiere que hay biodisponibilidad de dichos compuestos por la interacción de los organismos con su ambiente. Se ha establecido que hay tres procesos principales que ocurren en los organismos marinos una vez que entran en contacto con los contaminantes: la absorción, la biotransformación y la excreción (Tsygankov, 2019).

La absorción de los contaminantes por la biota sucede por medio de dos procesos que pueden actuar de manera sinérgica, la bioconcentración y la bioacumulación. El primero de ellos consiste en la incorporación del compuesto directamente desde la columna de agua a través de la difusión

pasiva en tejidos epiteliales o por la respiración branquial, estableciendo equilibrio con la concentración presente en el medio. El segundo, hace referencia al ingreso del contaminante mediante la ingesta dietética a través del consumo de su alimento o sedimentos del fondo, siendo este proceso la vía de absorción más eficiente para compuestos hidrófobos, como es el caso de los plaguicidas organoclorados. El proceso de bioacumulación también hace referencia a la fase en la cual el contaminante absorbido se almacena en los tejidos del organismo (Miyamoto *et al.* 1990; Katagí, 2010; Albert, 2014).

Previamente se ha hecho mención que una de las características que presentan los plaguicidas organoclorados es su alta liposolubilidad, propiedad que se ve reflejada a través de sus altos valores de  $K_{OW}$ , por lo que el contenido de lípidos que presenten los organismos acuáticos será determinante en los procesos de absorción de plaguicidas organoclorados (Tsygankov, 2019).

La biotransformación y la eliminación por parte de los organismos de los xenobióticos está asociado a los procesos metabólicos. La tendencia general del metabolismo consiste en convertir la materia exógena en un compuesto más polar con la unión posterior del producto a un fragmento altamente hidrofílico para facilitar su excreción (Saghir *et al.*, 2022).

Sin embargo, algunas reacciones de la biotransformación dan como resultado la formación de sustancias químicas más lipofílicas, Por ejemplo la reacción de deshidrohalogenación del DDT que se metaboliza a DDE, siendo este producto más persistente en el organismo (Tsygankov, 2019; Saghir *et al.*, 2022). De esta forma, los plaguicidas organoclorados difícilmente se biotransforman a compuestos hidrofílicos, por lo que se distribuyen en sitios en donde abundan los lípidos y se bioacumularán, alcanzando eventualmente niveles tóxicos.

Asociado al proceso de bioacumulación, los individuos que absorbieron los plaguicidas organoclorados pueden traspasarlos a otros organismos a través de la cadena trófica. Este proceso es conocido como transferencia trófica o biotransferencia, donde la concentración de los compuestos aumenta de manera progresiva en cada uno de los niveles tróficos, dando como resultado un incremento en las concentraciones en los individuos de órdenes superiores. Una vez que estos contaminantes son transferidos a los consumidores finales o depredadores tope, es decir,

aquellos organismos que están al final de la cadena trófica, las concentraciones son mucho más elevadas en comparación a la de los organismos que están en la base de dicha cadena, evidenciando un proceso llamado biomagnificación (Albert, 2014; Zaynab *et al.* 2021).

Los plaguicidas organoclorados en concentraciones subletales representan una amenaza para los organismos vivos en tres niveles: genéticos, poblaciones y ecosistémicos. Su absorción y bioacumulación tiene implicaciones negativas en los procesos hormonales y enzimáticos que conducen a disfunciones genéticas, reduciendo la supervivencia de los individuos (Tsygankov, 2019).

Las afectaciones bioquímicas repercuten en la inhibición de la madurez sexual, de la síntesis de proteínas y de la actividad cerebral. También se han reportado pérdida de peso corporal, inhibición de eclosión de huevos, adelgazamiento de cascarones y la mortalidad embrionaria (Albert, 2014).

Las principales implicaciones negativas sobre las poblaciones biológicas a causa de los plaguicidas organoclorados son la disminución de las tasas de natalidad por los efectos en el potencial reproductivo de las especies, así como el incremento de sus tasas de mortalidad. Lo anterior, repercute en los cambios de la estructura de edades de la población (Albert, 2014).

Una problemática asociada a la mortalidad de organismos acuáticos es que se reduce la capacidad de autodepuración del ecosistema, ya que su participación en los ciclos biogeoquímicos promueve el reciclamiento de la materia orgánica en un cuerpo de agua (Tsygankov, 2019).

Por otro lado, la disminución del tamaño poblacional de los individuos cobra gran relevancia en las poblaciones de organismos de importancia comercial, ya que una disminución de dichos organismos afecta de manera directa las condiciones económicas y sociales de los sectores que extraen estos recursos (McDowell *et al.* 1988; Albert, 2014).

### ***1.1.3 Lagunas costeras***

Las lagunas costeras, son ecosistemas clasificados como depresiones de la zona que tienen una conexión permanente o efímera con aguas marinas, y que a su vez están protegidas por una barrera (Contreras y Castañeda, 2004).

Estos sistemas costeros presentan una compleja combinación de procesos geológicos, mareas y corrientes, así como de aportes fluviales, favoreciendo la mezcla de agua dulce y salina, y con ello la elevación de las concentraciones de nutrientes, haciendo de estas áreas zonas vitales y de relevancia global (Toledo y Soto, 2014).

Los sistemas lagunares representan ambientes con flujos de materia orgánica y energía abiertos, altamente subsidiados por los aportes fluviales y marinos. Sus ciclos biogeoquímicos son complejos, pues presentan una alta productividad que se relaciona con los aportes de nutrientes terrígenos provenientes de los ríos, escurrimientos, así como del reciclamiento de la materia orgánica durante su mineralización en el sedimento, y de su resuspensión en la columna de agua (Botello *et al.*, 2000; Toledo y Soto, 2014).

Las lagunas costeras presentan una amplia diversidad de organismos, siendo utilizados como áreas de refugio, de alimentación y reproducción, que los convierten en reservorio de complejas tramas alimenticias que dan sostén a importantes pesquerías (Botello *et al.*, 2000).

Una de las múltiples razones de la abundante urbanización alrededor de los sistemas costeros es el suministro de peces y otros recursos marinos que puede obtenerse de la propia laguna o de las áreas aledañas. Muchas especies de peces, crustáceos y bivalvos comercialmente importantes utilizan los estuarios para el sustento de sus crías, aprovechando la abundancia de nutrientes y la seguridad relativa frente a los depredadores. Se estima que alrededor del 90% de las capturas comerciales marinas en el norte del Golfo de México están constituidas por especies que dependen de estos ecosistemas en algún momento de su ciclo de vida (Castro y Huber, 2007).



Derivado de que son ecosistemas altamente explotables, la mayoría de las lagunas costeras han experimentado en las últimas décadas una fuerte presión antropogénica por su relevancia s industrial, portuaria y otros objetivos socioeconómicos (Capolupo *et al.*, 2017).

#### ***1.1.4 Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz***

Más del 50% de los litorales del Golfo de México están bordeados por estuarios, bahías y lagunas costeras (Toledo y Soto, 2014). Dentro de ese porcentaje se encuentra la laguna de Alvarado, que pertenece al Sistema Lagunar de Alvarado, en el estado de Veracruz (**Fig. 2A**). Este sistema lagunar tiene 17 km de largo paralelo a la línea de costa, 4.5 km de ancho, y presenta una comunicación con el Golfo de México a través de una barra de 0.4 km de ancho. La batimetría reportada del sistema refleja cinco depresiones con una profundidad de ~2.3 m, por lo que se considera como un sistema somero. Sin embargo, se tiene registro que la profundidad máxima del sistema es de 3 m, correspondiente a una pequeña fosa cercana a la laguna de Tlalixcoyan (Botello *et al.*, 2017).

El Sistema Lagunar de Alvarado está conformado por tres grandes lagunas: Alvarado, Buen País y Camaronera, así como más de 100 cuerpos lénticos intercomunicados (Botello *et al.*, 2017) (**Fig. 2B**). De forma conjunta, presentan la superficie de inundación más grande del estado, por lo cual se considera como uno de los principales ecosistemas de la zona, con una extensión aproximada de 267 010 ha. Por lo anterior, este sistema lagunar es el tercer humedal de mayor extensión en nuestro país (Moreno-Casasola *et al.*, 2002; Botello *et al.*, 2017).

Al ser un sistema lagunar, en él confluyen grandes ríos, tomando un papel relevante el río Papaloapan, que presenta un balance positivo, es decir, el aporte de agua al sistema es constante desembocando de manera directa en la laguna de Alvarado (Botello *et al.*, 2017). Incorporándose a la desembocadura del río Papaloapan se encuentra el río Acula, que drena sus aguas a la laguna de Alvarado. Los ríos Blanco y Limón desembocan en laguna de Tlalixcoyan para posteriormente integrarse a las aguas de la laguna de Alvarado (**Fig. 2B**).

Las corrientes dentro del Sistema Lagunar de Alvarado presentan un flujo en dirección noreste dentro de la boca de la laguna. En general, el sistema tiene una circulación típica de un estuario

positivo, es decir, las masas de agua dulce provenientes principalmente del río Papaloapan salen al Golfo de México, y hay una penetración del agua marina por la cuña salina (Botello *et al.*, 2017).

La importancia ambiental de este ecosistema radica en que alberga diversas especies amenazadas sujetas a protección especial como los mangles (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*), así como especies en peligro de extinción como el manatí (*Trichechus manatus*). También es sitio de anidamiento y reproducción de ciertas aves migratorias amenazadas, por lo que desde hace 19 años fue designada Sitio Ramsar (No. 1355), en la categoría de Humedal Internacional Importante (RSIS, 2004).

Esta laguna es uno de los ecosistemas más productivos del país, ya que constituye un área de resguardo para la alimentación y reproducción de numerosas poblaciones de organismos dentro de los cuales destacan varios de importancia pesquera, como la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), el róbalo chucumite (*Centropomus parallelus*), el ostión americano (*Crassostrea virginica*), y la jaiba azul (*Callinectes sapidus*) (Botello *et al.* 2017)

El desarrollo de la región está dado principalmente por las actividades primarias: la agricultura, la ganadería y la pesca, que han propiciado el desarrollo económico, social y cultural del municipio (Botello *et al.*, 2017). La superficie destinada a las actividades agrícolas en la última década ha aumentado un 42%, con una extensión actual de 1792 ha, en donde se cultivan maíz, sandía y caña de azúcar (SADER, 2021a). Respecto a la ganadería, en la región predomina el ganado bovino, seguido del porcino, ovino y caprino; en la última década el desarrollo de esta actividad ha aumentado un 24%, teniendo el registro actual de 10 001 t de producción ganadera (SADER, 2021b).

Sin embargo, estas actividades han desencadenado una serie de problemas que repercuten al ecosistema, tales como la pérdida de cobertura vegetal por la deforestación, reducción del sistema lagunar por ampliación de la frontera agropecuaria, el azolvamiento del sistema fluvial, y la contaminación de los cuerpos acuáticos receptores de descargas de aguas residuales, tanto urbanas como industriales y agropecuarias de toda la cuenca del Papaloapan. Este último de los problemas se intensifica tomando en cuenta el aporte de contaminantes fuera del territorio municipal

provenientes de ingenios azucareros, papeleras, cerveceras, alcoholeras, y del uso de agroquímicos (Botello *et al.*, 2017).

## ***1.2 Antecedentes***

En México se han llevado a cabo estudios que reflejan la presencia de plaguicidas organoclorados en sistemas costeros. El Golfo de México, en contraste con otros litorales del país, cuenta con menos localidades estudiadas con registro de plaguicidas organoclorados en organismos costeros. En la laguna de Alvarado, mayoritariamente se han llevado a cabo estudios en donde se han registrado concentraciones de plaguicidas en la matriz sedimentaria.

Botello *et al.* (2017) estudiaron los plaguicidas organoclorados en los sedimentos superficiales en el Sistema Lagunar de Alvarado durante época de lluvias. Ellos registraron que la concentración máxima de plaguicidas organoclorados totales fue de  $646.80 \text{ ngg}^{-1}$  en las cercanías de la isla de barrera de la laguna, y una mínima de  $126.99 \text{ ngg}^{-1}$  cerca de la zona urbana de Alvarado. La concentración promedio para cada familia química de plaguicida organoclorados arrojó que los alicíclicos y los ciclodiénicos tuvieron una medida similar, mientras que el grupo de los aromáticos mostró un valor menor.

Con el objetivo de determinar la tendencia de la contaminación orgánica e inorgánica en sedimentos a lo largo del tiempo en el Sistema Lagunar de Alvarado, Botello *et al.* (2018) analizaron 16 plaguicidas organoclorados en segmentos de un núcleo sedimentario. La suma promedio de los plaguicidas organoclorados fue de  $117.97 \text{ ngg}^{-1}$  para el segmento de núcleo más antiguo, y de  $166.9 \text{ ngg}^{-1}$  para el estrato más reciente.

En el trabajo de Castañeda-Chávez *et al.* (2018) se rastrearon y cuantificaron plaguicidas organoclorados alicíclicos y algunos ciclodiénicos; a pesar de ser el reporte más reciente sobre estos contaminantes en sedimentos superficiales, solo cuatro sitios de muestreo de la laguna de Alvarado mostraron señales analíticas significativas para cuantificarlos, ya que el resto correspondieron a lagunas interiores Buen País y Camaronera. Los valores reportados se encuentran en el intervalo de  $0.12 - 46.05 \text{ ngg}^{-1}$ .

Solo un estudio ha registrado niveles de plaguicidas organoclorados en organismos bivalvos pertenecientes a la comunidad bentónica del Sistema de Lagunar de Alvarado. En el trabajo de Palmerín *et al.* (2014) se evaluó la presencia de estos agroquímicos en moluscos de las especies *Crassostrea virginia*, *Rangia cuneata*, *Rangia flexuosa*, y *Polymesoda caroliniana* en dos temporadas. Los autores reportaron la concentración total de plaguicidas organoclorados ( $\Sigma$  POC) en los tejidos de los bivalvos en un intervalo de 7.70 – 21.2 ngg<sup>-1</sup> para la época de secas, mientras que para la época de lluvias registraron un intervalo de 13.72 – 67.69 ngg<sup>-1</sup>.

### **1.3 Planteamiento del Problema**

Los ecosistemas acuáticos han sido utilizados como vertederos de desechos industriales, domésticos o urbanos en los que se han descargado una variedad de compuestos como lo son metales, agroquímicos, compuestos orgánicos persistentes e hidrocarburos, lo que ha ocasionado impactos negativos en estos ambientes.

Los plaguicidas organoclorados resultan relevantes debido a que son los agroquímicos con mayor uso histórico en el control de plagas relacionadas con actividades agropecuarias, así como para el control de vectores de enfermedades como el dengue y la malaria (Zaynab *et al.*, 2021). Estos xenobióticos ocasionan un gran impacto sobre las lagunas costeras ya que se acumulan en la matriz sedimentaria y pueden ser perjudiciales para los organismos por los procesos de bioacumulación en tejidos, biotransferidos a través de la trama alimenticia del sistema, y biomagnificables a niveles tróficos altos, esto a causa de las características de persistencia y liposolubilidad propias de los compuestos organoclorados. Por lo anterior, existen afectaciones a mediano y largo plazo, que representa un factor importante de impacto ambiental y un riesgo para el consumidor final de organismos de importancia comercial (Botello *et al.*, 2000).

### **1.4 Justificación**

Debido a la problemática ambiental que implica la presencia de plaguicidas organoclorados en las matrices de importancia ecosistémica de la Laguna de Alvarado, y al ser una localidad de relevancia pesquera y económica del país, es necesario brindar información asociada a la transferencia ambiental de los plaguicidas para conocer el posible riesgo que puede representar a

la comunidad biológica de este sistema y a los consumidores de los organismos que se comercializan en la región.

## ***1.5 Hipótesis***

Considerando que el desarrollo de la región de Alvarado está basado en actividades agropecuarias, existe una elevada probabilidad de que los plaguicidas organoclorados sigan aplicándose. Los contaminantes se encontrarán acumulados en los sedimentos de la laguna de Alvarado, presentándose biodisponibles para que los organismos puedan bioacumularlos en sus tejidos.

## ***1.6 Objetivos***

### ***1.6.1 Objetivo General***

Determinar la concentración de plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos de importancia ecológica y pesquera de la laguna de Alvarado en el Golfo de México.

### ***1.6.2 Objetivos Particulares***

- Identificar y cuantificar los plaguicidas organoclorados considerados contaminantes prioritarios en sedimentos, así como en tejidos de bivalvos, jaibas y peces de la laguna de Alvarado.
- Determinar el contenido de carbonatos y de materia orgánica en la matriz sedimentaria, así como un análisis de granulometría para relacionarlo con las concentraciones de los agroquímicos estudiados.
- Calcular el cociente de riesgo sobre la comunidad bentónica de la laguna de Alvarado, mediante la comparación de los resultados con parámetros de calidad sedimentaria.
- Construir un escenario preliminar de transferencia de estos contaminantes orgánicos persistentes entre los diferentes compartimentos ambientales estudiados, mediante datos de bioacumulación.

## 2 Metodología

### 2.1 Descripción del área de estudio

La laguna de Alvarado se ubica en el estado de Veracruz, México (**Fig. 2A**), y es una de las tres lagunas principales que conforman el Sistema Lagunar de Alvarado (18.7 – 18.9 N, -95.6 – -95.9 W) (**Fig. 2B**). En esta laguna desembocan varios ríos, siendo el Papaloapan el río de principal afluencia ya que drena sus aguas constantemente con una descarga anual de 44 829 mm<sup>3</sup> (Botello *et al.*, 2017). En conjunto con el Papaloapan, los ríos Acula, Blanco y Limón, proporcionan masas de agua que se integran a la laguna de Alvarado.

La laguna de Alvarado ocupa un área superficial de 4 452 ha del sistema lagunar, y presenta una profundidad máxima de 2.6 m, que corresponde a una gran depresión en la zona noroeste, así como una depresión localizada en la zona sureste con una profundidad de ~2 m (Botello *et al.*, 2017).

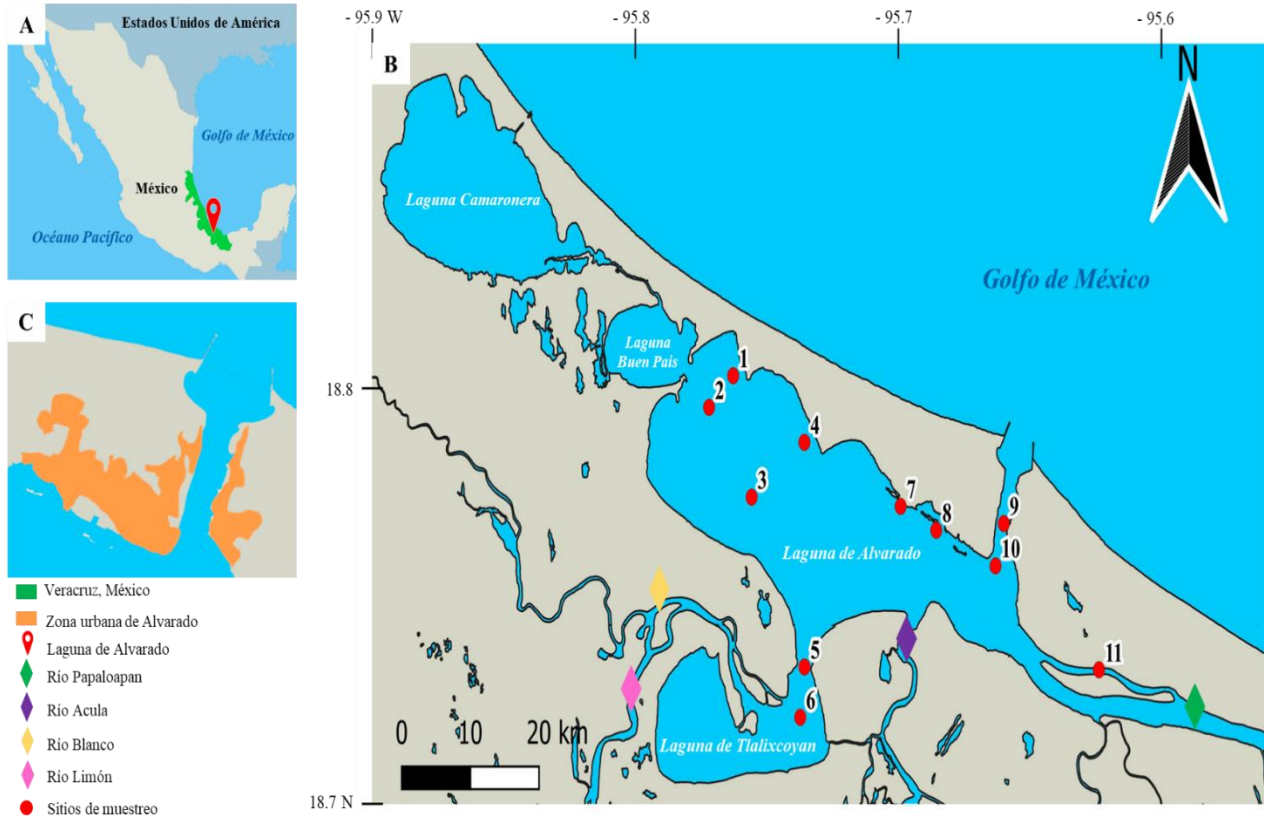
### 2.2 Trabajo de campo

Las muestras de sedimento superficial se recolectaron *in situ* en de mayo de 2021 en 11 sitios de la laguna, tratando de abarcar su periferia y buscando que los sitios que brindaran información de los aportes de agua marina y epicontinental (**Fig. 2B**). El muestreo se realizó con una draga tipo van Veen, obteniendo aproximadamente los primeros 10 cm del sedimento.

Los sedimentos se colocaron en bolsas de plástico etiquetadas con las claves correspondientes a cada una de las estaciones. Posteriormente se almacenaron en hieleras a bajas temperaturas para su traslado al laboratorio, en donde se siguieron conservando en refrigeración hasta su análisis.

Los organismos de importancia comercial de la región se obtuvieron directamente con las cooperativas de pescadores. Se consiguieron diferentes variedades de peces, de bivalvos (almejas y ostiones), y solo una especie de jaibas. La identificación de las especies forma parte de los resultados de esta tesis, que se mencionaran más adelante.

Este material biológico se envolvió en papel aluminio y se colocaron dentro de bolsas de plástico, que se colocaron en hieleras para su traslado. Las condiciones con bajas temperaturas se siguieron manteniendo a través de su refrigeración hasta su procesamiento.



**Fig. 2. Mapa del área de estudio. A.** Localización de la laguna de Alvarado, Veracruz, México. **B.** Hidrografía del sistema lagunar de Alvarado. Sitios de muestreo correspondientes a la laguna de Alvarado. **C.** Zona urbana de Alvarado, Veracruz.

## 2.3 Trabajo de laboratorio

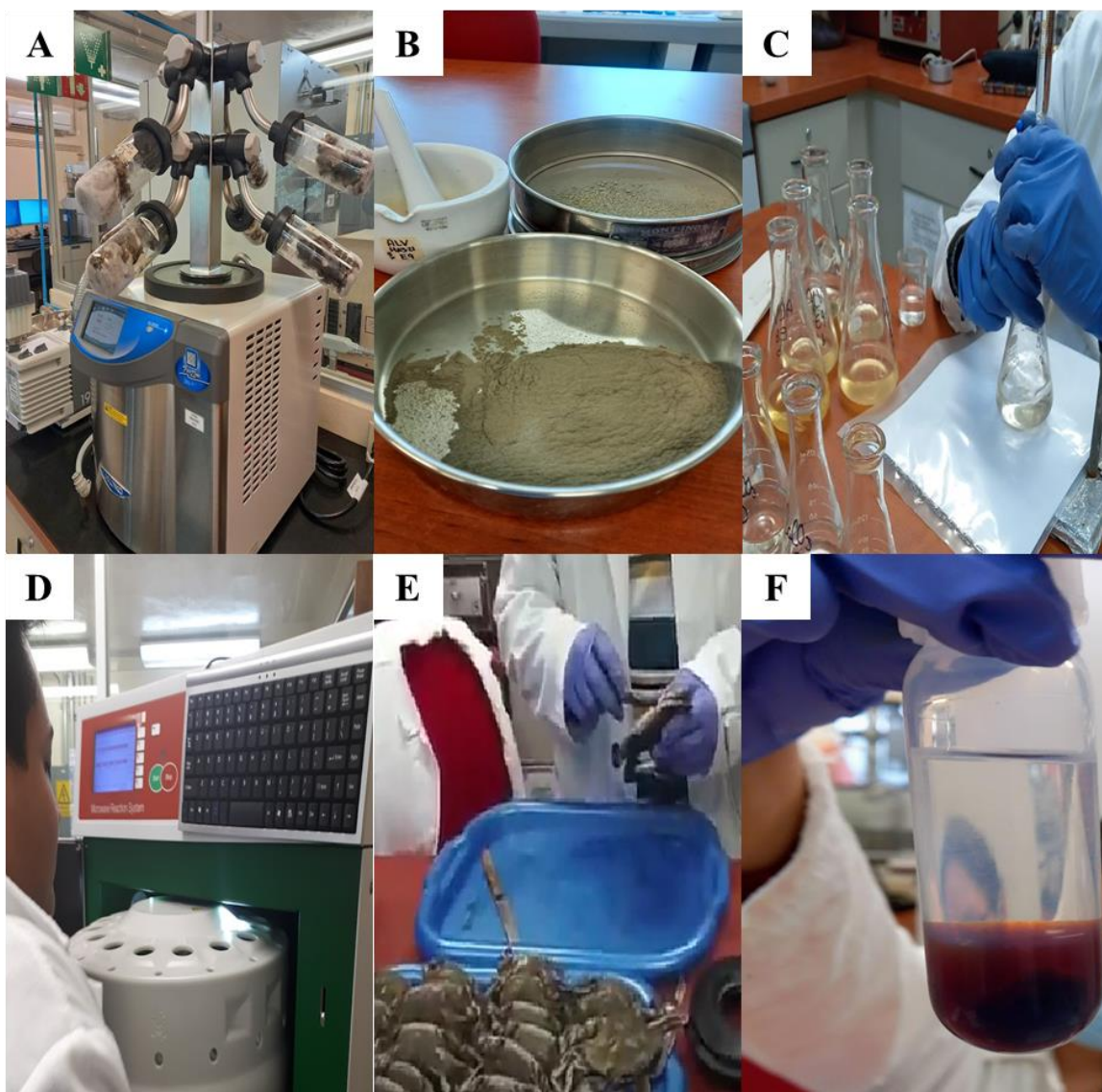
### 2.3.1 Sedimentos

#### 2.3.1.1 Pretratamiento de las muestras sedimentarias

Para los procedimientos de determinación de materia orgánica y de carbonatos, así como para la extracción de los plaguicidas organoclorados, se requiere que las muestras sedimentarias estén secas y disgregadas. Por tanto, los sedimentos se secaron por liofilización, que consiste en eliminar el agua presente en la muestra mediante su congelación y sublimación utilizando un sistema de

vacío. Este procedimiento se realizó mediante el Sistema de Liofilización FreeZone® de Labconco a una temperatura de  $\leq -40^{\circ}\text{C}$  (**Fig. 3A**).

Una vez secas cada una de las muestras se molieron en un mortero de porcelana, y se tamizaron a través de una malla de  $250\ \mu\text{m}$ , con el fin de homogeneizar la muestra (**Fig. 3B**). Posteriormente, se almacenaron en frascos de vidrio etiquetados con las claves correspondientes a temperatura ambiente.



**Fig. 3. Evidencia fotográfica de algunas metodologías correspondientes al trabajo de laboratorio.** A. Liofilización de las muestras sedimentarias y de tejidos faunísticos. B. Tamizado y molienda de sedimentos. C. Determinación del contenido de carbonatos en sedimentos. D. Extracción de plaguicidas organoclorados mediante MAE. E. Obtención de tejidos comestibles de los organismos de importancia comercial. F. Hidrólisis inducida con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  al extracto de los tejidos de los organismos.



### **2.3.1.2 Granulometría**

La determinación de la granulometría sedimentaria se realizó a través del método volumétrico. El procedimiento requirió colocar en un vaso de precipitados una alícuota de 25 mL de sedimento húmedo, el cual se esparció en una malla de 63  $\mu\text{m}$ , y mediante el uso de una piseta se vertieron 250 mL de agua destilada. De esta forma se retuvieron las partículas más gruesas del sedimento correspondientes a la fracción de arenas y se filtraron las proporciones de las partículas finas (limos y arcillas). El material recuperado se colocó en una probeta de 250 mL y se procedió a realizar una agitación con varilla de vidrio durante 30 segundos con el fin de suspender las partículas finas en la columna de agua. Posteriormente, se permitió la sedimentación durante el tiempo establecido por Folk (1974), el cual corresponde a 63 minutos con 58 segundos. Las partículas que se sedimentaron en ese tiempo conforman la fracción de limos, mientras que la fracción de las arcillas se determinó a través de la siguiente fórmula:

$$V_a = V_i - (V_A + V_l)$$

En donde:

$V_a$  = volumen de arcilla

$V_i$  = volumen inicial de la muestra sedimentaria

$V_A$  = volumen de arena

$V_l$  = volumen de limo

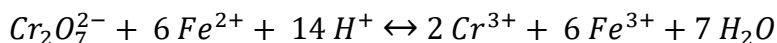
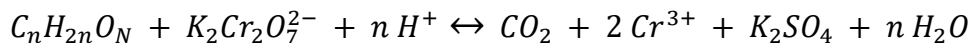
Finalmente, se calcularon los porcentajes que representaron los volúmenes obtenidos de las fracciones del tamaño de partícula que componían cada una de las muestras, y mediante su ubicación en el triángulo de nomenclatura textural propuesto por Shepard (1954) se obtuvo la textura sedimentaria correspondiente.

### **2.3.1.3 Determinación de materia orgánica en sedimentos**

La materia orgánica contenida en las muestras sedimentarias se determinó a través del método de retrovaloración sugerido por Gaudette *et al.* (1974) modificado por Ortiz *et al.* (1993). Dicho procedimiento tiene como fundamento químico la oxidación de la materia orgánica utilizando como agente oxidante al dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) y ácido sulfúrico concentrado ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ).

El exceso de  $K_2Cr_2O_7$  se titula con sulfato ferroso amoniacal ( $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$ ) utilizando como indicador difenilamina ( $(C_6H_5)_2NH$ ).

Las reacciones que ocurren son las siguientes:



Para llevar a cabo la determinación de materia orgánica utilizando el método indicado se requirió pesar  $0.20 \pm 0.0003$  g de sedimento pretratado, colocándolo posteriormente en un matraz Erlenmeyer de 250 mL. A continuación, se añadieron 5 mL de  $K_2Cr_2O_7$  (1 N) y 10 mL de  $H_2SO_4$ , dejando reposar durante 30 min. Una vez que el tiempo mencionado transcurrió se adicionaron 25 mL de agua tridestilada y 5 mL de  $H_3PO_4$ , y una vez que la reacción concluyó se colocaron 0.1 g de NaF. Este último paso se llevó a cabo con el fin de contrarrestar las interferencias causadas por algunos compuestos inorgánicos que reaccionan de manera similar con el agente oxidante. Previo a la titulación, se añadieron tres gotas de  $(C_6H_5)_2NH$  y se comenzó la adición del  $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$  (0.5 N). El viraje comienza con la presencia de color verde olivo y terminará con un verde esmeralda.

Es importante mencionar que para esta determinación se incorporó un blanco de referencia, es decir, un matraz que no contuviera sedimentos, ni ningún otro analito, dándole el mismo tratamiento. Todo el procedimiento se realizó por duplicado, tanto para las muestras como para el blanco de referencia, así los valores obtenidos finalmente se promediaron.

Una vez obtenido el volumen gastado de titulante para cada una de las muestras se procedió a realizar el cálculo del porcentaje de carbono orgánico (C.O.) y de materia orgánica (M.O.) contenida en los sedimentos mediante las siguientes fórmulas modificadas por Loring y Rantala (1992):

$$C. O. \% = V_o \left( 1 - \frac{V_m}{V_b} \right) \left( \frac{(N_o)(C_{mEq})(100)}{p_{sed}} \right)$$

$$M. O. \% = V_o \left( 1 - \frac{V_m}{V_b} \right) \left( \frac{(N_o)(C_{mEq})(100)}{p_{sed}} \right) \quad (1.73)$$

En donde:

$V_o$  = volumen añadido del agente oxidante (mL)

$V_m$  = volumen gastado del titulante en la muestra (mL)

$V_b$  = volumen gastado del titulante en el blanco de referencia (mL)

$N_o$  = normalidad del agente oxidante

$C_{mEq}$  = peso de carbono (mEq) = 0.003

$p_{sed}$  = peso de la muestra sedimentaria (g)

Con el fin de realizar la validación del método se realizó una estandarización de este (**Tabla 7**) mediante el uso de un estándar de carbono orgánico correspondiente a la dextrosa ( $C_6H_8O_6$ ) cuyo porcentaje teórico es de 39.99% de carbono por cada 0.01 g. Esta validación se llevó a cabo por decuplicado bajo el mismo procedimiento mencionado anteriormente.

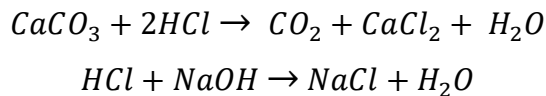
**Tabla 7. Estandarización del método para determinar materia orgánica en sedimentos.**

<b>Valor teórico</b>	39.99 %
<b>Valor obtenido (promedio)</b>	40.65 %
<b>Desviación estándar (s)</b>	0.23
<b>Coefficiente de variación</b>	0.56

#### **2.3.1.4 Determinación de carbonatos en sedimentos**

El contenido de carbonatos se determinó mediante el método propuesto por Hesse (1971), que consiste en una valoración por retroceso que se realiza en presencia de ácido clorhídrico (HCl) para posteriormente titular el ácido excedente con una disolución de hidróxido de sodio (NaOH) utilizando como indicador fenolftaleína ( $C_{20}H_{14}O_4$ ) (**Fig. 3C**).

Las reacciones que ocurren se describen a continuación:



Para realizar esta determinación se requirió pesar  $0.35 \pm 0.0004$  g de sedimento pretratado, colocándolo en un tubo de centrifuga de 50 mL en donde se añadieron 10 mL de HCl (1 N). Una vez ocurrida la reacción, las muestras se introdujeron a baño ultrasónico por tres minutos, para posteriormente centrifugarlas a 3500 rpm durante 10 min. A continuación, el sobrenadante se vertió en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, y al precipitado se le adicionaron 30 mL de agua destilada para repetir el proceso de baño ultrasónico y de centrifugado en las mismas condiciones mencionadas. Previo a la titulación se añadieron tres gotas de  $C_{20}H_{14}O_4$  a la mezcla, y se finalizó titulando cada muestra con una solución de NaOH (0.5 N).

El procedimiento se realizó por duplicado para cada muestra, así como para el blanco de referencia que incorporado; finalmente se promediaron los resultados duplicados.

A través del volumen obtenido del gasto del titulante para cada una de las muestras se procedió a realizar el cálculo del porcentaje de carbonatos contenido en los sedimentos empleando la siguiente fórmula:

$$CO_3\% = \frac{(V_b - V_m)(N_{NaOH})(CaCO_3 \text{ mEq})}{p_{sed}} \times 100$$

En donde:

$V_b$  = volumen gastado del titulante en el blanco de referencia (mL)

$V_m$  = volumen gastado del titulante en la muestra (mL)

$N_{NaOH}$  = normalidad de la solución de NaOH

$CaCO_3 \text{ mEq}$  = peso del carbonato de calcio (mEq) = 0.05

$p_m$  = peso de la muestra sedimentaria

La estandarización de este método (**Tabla 8**) se llevó a cabo mediante un estándar de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) cuyo valor teórico es de 100% de carbonatos por cada 0.1 g. Esta validación se realizó por decuplicado bajo el mismo tratamiento que se les dio a las muestras.

**Tabla 8. Estandarización del método para determinar carbonatos en sedimentos.**

<b>Valor teórico</b>	100 %
<b>Valor obtenido (promedio)</b>	100.71 %
<b>s</b>	2.72
<b>Coefficiente de variación</b>	2.70

### ***2.3.1.5 Determinación de plaguicidas organoclorados en sedimentos***

#### ***2.3.1.5.1 Extracción y purificación de analitos***

La determinación de plaguicidas organoclorados se realizó tomando como referencias el método EPA 3546 (2001), para el cual se pesaron 3.0 g de muestra sedimentaria pretratada para llevar a cabo la extracción de los compuestos requeridos mediante un microondas de extracción asistida por microondas conocido como MAE (**Fig. 3D**). La extracción requirió la adición de 25 mL de una mezcla hexano:acetona (50:50 v/v). Los extractos obtenidos se centrifugaron a 2000 rpm con una duración de cinco minutos, esto con el fin de separar los residuos de partículas sedimentarias de la fase líquida, la cual se decantó en matraces bola de 50 mL para rotoevaporar los extractos, de esta forma se disminuyó su volumen y se aumentó la concentración de los analitos.

Posteriormente, se siguió el método EPA 3620C (2014) el cual consiste en una limpieza del extracto mediante una extracción en fase sólida a través de cartuchos comerciales empacados con Florisil® utilizando una elución secuencial por polaridad, que inicia con la adición de 3 mL de hexano, continua con 5 mL de una mezcla de cloruro de metileno:hexano (25/75 v/v), y finaliza con 5 mL de una mezcla de acetona:hexano (10/90 v/v), dando como resultado las fracciones donde se encuentran los plaguicidas organoclorado que fueron recuperadas en un solo vial. La mezcla con las fracciones obtenidas se rotoevaporaron hasta tener un volumen aproximado de 3 mL, los cuales se colocaron en un vial para cromatografía y se llevaron a sequedad con gas  $\text{N}_2$ .

### 2.3.1.5.2 Análisis instrumental

Antes de colocar los viales para su análisis, los analitos se resuspendieron en 1 mL de hexano, y se añadió 0.5 mL del estándar de la mezcla de plaguicidas organoclorados con una concentración de 20 ngmL<sup>-1</sup>. Una vez resuspendidas las muestras se inyectaron en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas con analizador triple cuadrupolo, modelo Agilent GC 8890 MS 7000D (**Tabla 9**).

**Tabla 9. Condiciones del cromatógrafo acoplado a espectrómetro de masas para plaguicidas organoclorados.**

<b>Temperatura del inyector</b>	300 °C
<b>Volumen de inyección</b>	1 µL
<b>Gas acarreador</b>	He, 99.99% de pureza
<b>Flujo</b>	1.10 Ml x min
<b>Columna capilar</b>	Agilent HP-5MS Ultra Inerte 15 m x 250 µm x 0.25 µm
<b>Rampa de temperatura</b>	Temperatura inicial: 60 °C Primera rampa: incrementa la temperatura durante 3.75 min hasta los 170 °C subiendo 40 °C x min. Segunda rampa: incrementa la temperatura durante 22.75 min hasta alcanzar 310 °C de temperatura subiendo 10 °C x min.
<b>Temperatura del espectrómetro de masas</b>	280 °C
<b>Fuente de iones</b>	Impacto electrónico de 70 eV
<b>Energía de colisión</b>	05 a 35 eV

La identificación y cuantificación de los plaguicidas organoclorados se realizó a través del uso de una curva de calibración externa, que se construyó con cinco niveles de concentración, los cuales fueron de 2, 5, 10, 20 y 30 ngmL<sup>-1</sup>. Estas concentraciones se obtuvieron partiendo de una solución estándar de una mezcla de 16 plaguicidas organoclorados (**Tabla 10**).

**Tabla 10. Parámetros considerados para el análisis de los plaguicidas organoclorados presentes en el estándar.**

Plaguicida Organoclorado	Peso molecular (g mol <sup>-1</sup> )	Tiempo de Retención (min)	m/z
$\alpha$ -HCH	290.83	7.75	182, 216, 218
$\beta$ -HCH	290.83	8.20	181, 183, 218
$\delta$ -HCH	290.83	8.30	145, 147, 183
$\gamma$ -HCH	290.83	8.80	145, 147, 181
Heptacloro	373.32	9.46	118, 236, 238
Epóxido de heptacloro	389.32	10.76	193, 262, 316
Endosulfán I	406.93	11.42	118, 125, 160
Endosulfán II	406.93	12.53	194, 206, 276
Sulfato de endosulfán	422.92	13.20	271, 273
Aldrín	364.93	10.08	190, 192, 220
Dieldrín	380.91	11.87	193, 241, 263
Endrín	380.90	11.88	100, 173, 193
Aldehído de endrín	382.92	12.76	209, 249, 344
<i>p,p'</i> - DDT	354.49	13.19	165, 235, 237
<i>p,p'</i> - DDE	380.91	11.08	176, 246, 248
<i>p,p'</i> - DDD	320.04	12.58	165, 199, 237

### 2.3.1.5.3 Control de calidad analítica

Se realizaron varios procedimientos que conformaron el control de calidad analítico (**Tabla 11**). Se analizaron blancos de reactivos para detectar contaminación exógena, así como blancos fortificados con la solución estándar de 20 ngmL<sup>-1</sup> con el fin de evaluar la eficiencia del método de extracción a través del cálculo de porcentaje de recobro y coeficiente de variación. A partir de la curva de calibración se lograron obtener los límites de cuantificación y de detección, teniendo en cuenta la corrección de estos valores por el porcentaje de recobro.

**Tabla 11. Parámetros del control de calidad para determinación de plaguicidas organoclorados.**

<b>Plaguicida Organoclorado</b>	<b>Porcentaje de Recobro (%)</b>	<b>Coefficiente de variación</b>	<b>Coefficiente de determinación</b>	<b>Límite de detección (ngg<sup>-1</sup>)</b>	<b>Límite de cuantificación (ngg<sup>-1</sup>)</b>
$\alpha$ -HCH	77.10	0.41	0.99	01.48	04.94
$\beta$ -HCH	69.70	0.33	0.99	01.88	06.29
$\delta$ -HCH	87.40	0.42	0.99	01.38	04.61
$\gamma$ -HCH	73.10	0.42	0.99	01.96	06.54
Heptacloro	79.10	0.44	0.99	01.76	05.89
Epóxido de heptacloro	71.50	0.41	0.99	01.54	05.16
Endosulfán I	78.20	0.40	0.98	02.65	08.80
Endosulfán II	81.70	0.35	0.98	02.17	07.23
Sulfato de endosulfán	67.50	0.38	0.97	03.54	11.81
Aldrín	65.90	0.40	0.99	02.11	07.04
Dieldrín	78.40	0.32	0.99	01.70	05.69
Endrín	83.90	0.34	0.98	01.90	06.34
Aldehído de endrín	55.00	0.31	0.98	02.90	09.67
<i>p,p'</i> - DDT	80.50	0.40	0.96	03.25	10.84
<i>p,p'</i> - DDE	70.90	0.38	0.99	01.10	03.66
<i>p,p'</i> - DDD	62.70	0.42	0.98	02.94	09.82

### **2.3.2 Organismos de importancia comercial**

#### **2.3.2.1 Identificación de organismos**

Previo a la disección para la extracción de los tejidos, se realizó la identificación taxonómica de los organismos conseguidos con los pescadores de la región. Los bivalvos, tanto las almejas como los ostiones, se identificaron mediante las fichas diagnosticas presentes en el trabajo de García-Cubas y Reguero (2007). Mientras que los peces y las jaibas se reconocieron a través de los diferentes volúmenes de las guías de identificación de especies con fines pesqueros de la FAO, las cuales fueron editadas por Carpenter (2002).



### ***2.3.2.2 Pretratamiento de las muestras faunísticas***

De manera similar que en los sedimentos, las muestras biológicas fueron pretratadas para poder realizar la extracción de plaguicidas. El pretratamiento comenzó con la extracción del tejido de cada uno de los organismos, trabajo relativamente sencillo en el caso de los bivalvos ya que se desprendió todo el tejido blando de las valvas. Los peces y las jaibas fueron disectados mediante el instrumental adecuado, con el fin de obtener únicamente el tejido muscular, los órganos viscerales no formaron parte de este trabajo (**Fig. 3E**).

Los tejidos obtenidos de cada uno de los organismos fueron licuados, para obtener una sola muestra por especie, la cual puede considerarse compuesta. Las mezclas fueron vertidas en vasos de liofilización y se procedió a congelarlas para su posterior liofilización a  $\leq -40^{\circ}\text{C}$  (**Fig. 3A**).

Una vez secos los tejidos, se molieron mediante un pulverizador de alimentos con el fin de obtener una muestra homogénea, similar al tamaño tamizado del sedimento, y de esta forma poder darles el mismo tratamiento de extracción de los analitos.

### ***2.3.2.3 Determinación de plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos***

La determinación de plaguicidas organoclorados en los tejidos se realizó utilizando el mismo metodo EPA 3546 (2001) realizado para las muestras sedimentarias. Sin embargo, el alto contenido de lípidos en los tejidos puede interferir en el análisis instrumental, por lo que fue necesario retirar del extracto la mayor cantidad de estas sustancias mediante una hidrólisis inducida con  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , permitiendo que el analito se dispusiera en la disolución orgánica de extracción (**Fig. 3F**).

Este procedimiento fue realizado previo a colocar los extractos en la centrifuga para separar cualquier partícula sólida suspendida, el cual consistió en la adición de 3 mL  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para posteriormente centrifugarlo por cinco minutos a 2000 rpm. El sobrenadante se extrajo a través de una pipeta Pasteur y se colocó en otro tubo de centrifuga, al que se añadieron 5 mL de hexano y 2 mL  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para realizar una segunda hidrólisis; de igual forma se centrifugaron en las mismas condiciones, colocando este sobrenadante en un matraz bola de 50 mL para ser rotoevaporado, y continuar con el procedimiento descrito en las muestras sedimentarias.

De la misma manera que con los sedimentos, la purificación de los analitos se siguió también bajo el método EPA 3620C (2014), y el tratamiento de la mezcla de fracciones así como el análisis instrumental se realizó bajo las mismas condiciones mencionadas.

## ***2.4 Trabajo de gabinete***

### ***2.4.1 Mapas de distribución de parámetros sedimentarios y de plaguicidas organoclorados***

Para mejorar la visualización de resultados se llevó a cabo el mapeo de los datos obtenidos, tanto de los parámetros sedimentarios como de los plaguicidas organoclorados, de esta forma se logró observar la distribución que presentan en la laguna de Alvarado. Este procedimiento se realizó mediante el software QGIS versión 3.20.2 a través de una interpolación IDW también conocida como método de distancia inversa. La interpolación hace referencia a la representación de isolíneas en las que las variables toman un valor continuo a partir del conjunto de datos de los puntos establecidos. El método de distancia inversa se basa en el concepto de continuidad espacial, es decir que atribuye valores similares para posiciones cercanas que se van diferenciando conforme se incrementa la distancia (García-González y Cebrían, 2006).

### ***2.4.2 Análisis estadísticos***

Con el fin de interpretar los datos se realizaron los análisis estadísticos descritos a continuación, los cuales se llevaron a cabo a través del software RStudio versión 2022.03.3.

#### ***2.4.2.1 Prueba de normalidad***

Para evaluar el tipo de distribución de los datos se realizó una prueba de normalidad. Dicha prueba es fundamental, ya que sus valores determinan si se emplearán análisis correspondientes a la estadística paramétrica si muestran una distribución normal, o en su defecto de la estadística no paramétrica. Dado que los tamaños de las muestras (sedimentos:  $n=11$  y organismos:  $n=9$ ) son menores a 50, se realizó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk. (**Tabla 12**).

**Tabla 12. Valores de  $p$  de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk**

	Parámetros sedimentarios					Plaguicidas organoclorados en sedimentos						
	Materia Orgánica	Carbonatos	Arenas	Arcillas	Limos	$\beta$ -HCH	Sulfato de endosulfán	Dieldrín	Endrín	Aldehído de endrín	DDT	DDE
<b><math>p</math></b>	0.191	7.15e-5	0.819	0.144	0.012	0.062	.981	5.35e-4	0.003	0.902	0.066	9.10e-8
$H_0$ = las muestras presentan una distribución normal ( $p > \alpha$ ) $H_a$ = la distribución de las muestras no es normal ( $p < \alpha$ )												

Como se puede observar, hay una desigualdad en la distribución de las variables tanto de los parámetros sedimentarios como de su concentración de plaguicidas organoclorados; por ende, la realización de pruebas paramétricas no fue posible, ya que uno de sus requisitos establece la distribución normal de todas las variables, razón por la cual se realizaron análisis multivariados no paramétricas.

#### 2.4.2.2 Estandarización de datos

Uno de los procedimientos necesarios para poder llevar a cabo algún análisis estadístico multivariado es la estandarización de datos o unificación tipificada, con el fin de que las variables sean comparables entre sí, ya que presentan unidades escalares diferentes.

#### 2.4.2.3 Correlación de Spearman

A través de la correlación de Spearman, se obtuvo el coeficiente de correlación ( $\rho$ ) que existe entre las variables. Este coeficiente aporta información del grado de asociación entre dos variables en términos de aumento o disminución, ya que los valores pueden presentarse en un intervalo de -1.0 a 1.0. Los valores de  $\rho$  cercanos a 1.0, reflejan la existencia de una fuerte asociación entre las variables, por lo que se puede interpretar como un comportamiento directamente proporcional. Por el contrario, cuando el valor de  $\rho$  está cercano a -1.0, indica que existe una asociación negativa, es decir que las variables muestran un comportamiento inversamente proporcional. Cuando el valor del coeficiente de Spearman es de 0.0 significa que no existe alguna relación entre las variables, y que el comportamiento de una no depende del de la otra (Montes-Díaz *et al.*, 2021)

#### ***2.4.2.4 Análisis de componentes principales***

Este análisis multivariado permite simplificar la complejidad de los espacios muestrales, conservando la información de los datos. A través de esta prueba se transforman las variables, colocadas en un nuevo número de variables llamadas componentes principales para expresar linealmente y de manera ortogonal, el conjunto de datos, brindando información acerca de la relación que presentan las variables originales. En este procedimiento la varianza de los datos se amplifica en el conjunto de los primeros componentes principales, es decir, que la máxima varianza se proyecta sobre el primer componente principal, mientras que en el segundo se proyecta la segunda mayor varianza posible (Wold *et al.*, 1987).

#### ***2.4.2.5 Clúster jerárquico aglomerativo***

En general, la elaboración de clúster es un método de clasificación que sirve para poder detectar y describir subgrupos de sujetos o variables homogéneas en función de los valores observados dentro de un conjunto aparentemente heterogéneo; en otras palabras, es un método estadístico multivariado que pretende identificar grupos en las muestras conforme las distancias que reflejan sus similitudes en el espacio de atributos, de tal manera que los conjuntos sean diferenciables de los grupos restantes. En particular, el clúster jerárquico aglomerativo se construye mediante una agrupación óptima según los atributos, cuyos resultados se representan mediante un dendrograma (Vilá-Baños *et al.*, 2014).

### ***2.4.3 Calidad sedimentaria y estimación de riesgo por plaguicidas organoclorados***

A través de las denominadas guías de calidad sedimentaria se ha logrado evaluar el riesgo potencial los contaminantes, y cuya información posibilita la clasificación de las muestras analizadas respecto a su potencial tóxico y la detección de áreas prioritarias. Esto se realizó a través de la comparación de los valores de parámetros de calidad sedimentaria establecidos por Long *et al.* (1998) y retomados por Buchman (2008) con las concentraciones de los plaguicidas organoclorados obtenidas en este trabajo.

Los parámetros considerados representan un espectro de concentraciones que se han asociado con varias probabilidades de efectos biológicos adversos, en donde la posibilidad varía desde posiblemente *no tóxico* hasta niveles *tóxicos* (Buchman, 2008). Estas probabilidades son resultado de una serie de datos que proceden de bioensayos de toxicidad que vinculan las concentraciones de los contaminantes con los efectos biológicos principalmente en organismos bentónicos (Long *et al.*, 1998).

MacDonald *et al.* (2000) menciona los criterios de calidad sedimentaria más utilizados (**Tabla 13**), que corresponden a los reportados por Buchman (2008), y cuyos criterios son el ERL y el ERM (por sus siglas en inglés). Estos criterios se utilizan y comparan de forma pareada, es decir, por lo que se puede establecer intervalos de los efectos tóxicos en el sedimento. Yang *et al.* (2020) propone una interpretación de los resultados como poco frecuentes o raros, ocasionales y frecuentes, dependiendo del valor comparado con el intervalo.

**Tabla 13. Descripción de los criterios de calidad sedimentaria.**

ERL (Effect range low)	Rango de efecto bajo	Concentración en la cual los efectos adversos en los organismos bentónicos son poco determinados.
ERM (Effect range median)	Rango de efecto medio	Concentración en la que efectos adversos en los organismos bentónicos son frecuentemente determinados.

Mediante la información obtenida con la comparación de la concentración de plaguicidas organoclorados con los criterios de calidad sedimentaria, se posibilitó la realización de un cociente de riesgo que represente el impacto de estos compuestos sobre las comunidades del sistema lagunar. Dicho cociente se llevó a cabo a través de la metodología propuesta por El-Nemr *et al.* (2012), que se calculan dos casos posibles, uno favorable denominado por los autores como el *mejor escenario*, y otro desfavorable, al cual denominan el *peor escenario*.

A continuación se muestran los cocientes de riesgo (CR) de cada uno de los casos:

$$CR_m = \frac{C_{sed}}{ERM}$$

$$CR_p = \frac{C_{sed}}{ERL}$$

En donde:

$CR_m$  = cociente de riesgo del *mejor escenario*

$CR_p$  = cociente de riesgo del *peor escenario*

$C_{sed}$  = concentración del contaminante en la muestra de sedimento.

$C_{sed}$  = concentración del contaminante en la muestra de sedimento.

$ERM$  = rango de efecto medio

$ERL$  = rango de efecto bajo

Una vez obtenido el valor del cociente se determinó el riesgo que puede representar de acuerdo con lo siguiente: si el  $CR_m < 0.1$  entonces los contaminantes poseen poco peligro para los organismos, mientras que si el  $CR_m > 1$  se sugiere que el compuesto requiere atención y medidas de control. Por otra parte, si el  $CR_p < 1$  el contaminante posee poco riesgo, pero si el  $CR_p > 10$  entonces el compuesto representa una amenaza y se requieren estrategias de manejo.

Los cocientes de riesgo anteriormente mencionados fueron evaluados mediante los datos individuales de los plaguicidas organoclorados. Sin embargo, con esa información se procedió a calcular un cociente de riesgo acumulado por estos contaminantes según lo sugerido por MacDonald *et al.* (2000), en donde se calculan los promedios de los cocientes de riesgo obtenidos por cada muestra para obtener un único valor que refleje el riesgo del sitio. Finalmente, los valores obtenidos se categorizaron mediante la misma escala descrita anteriormente.

#### **2.4.4 Factor de acumulación de sedimentos en la biota (BSAF)**

Con el fin de detectar los plaguicidas organoclorados biodisponibles en los sedimentos se están bioacumulación en los tejidos de organismos estudiados se calculó el factor de acumulación de sedimentos en la biota. Siguiendo lo establecido por Capparelli *et al.* (2023) se siguió la siguiente fórmula:

$$BSAF = \frac{C_{org}}{C_{sed}}$$

En donde:

$C_{org}$  = concentración del plaguicida en el organismo

$C_{sed}$  = concentración del plaguicida en el sedimento.

Los valores de este factor que superiores a 1 indican que se presenta su bioacumulación (Zhao *et al.*, 2009).

### **3 Resultados y Discusión**

#### ***3.1 Granulometría***

Los resultados obtenidos reflejaron una amplia distribución de las partículas arcillosas en la composición del sedimento de la laguna de Alvarado, ya que al ubicar los porcentajes en el triángulo de Shepard (1974) (**Fig. 4**) todas las estaciones analizadas mostraron una clasificación textural en donde se evidencia su presencia, teniendo una mayor predominancia en las estaciones más alejadas de la boca y de los cuerpos loticos que desembocan directamente en la laguna, configurando una textura arcillosa o arcillo limosa.

Mientras se incrementa la distancia hacía la boca de la laguna la clase textural de los sedimentos comenzó a ser caracterizada por las partículas arenosas, pues se identifica una textura arcillo arenosa, sin embargo, las estaciones en donde la influencia marina fue mayor hubo predominancia de arenas sobre las arcillas mostrando texturas areno arcillosas.

Estos resultados descritos difieren de los reportados para la laguna de Alvarado en los trabajos de Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) y Ruiz-Fernández *et al.* (2014) en donde registraron una abundancia de limos constituyendo una textura predominante limo arcillosa, así como un bajo porcentaje de arenas en el sistema, describiéndolo como una situación atípica considerando que en la mayoría de las lagunas costeras es el componente principal (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

La asignación de las clases texturales de los sedimentos estuvo en función de los porcentajes de cada uno de los tamaños de las partículas sedimentarias que conformaron la muestra (**Tabla 14**).

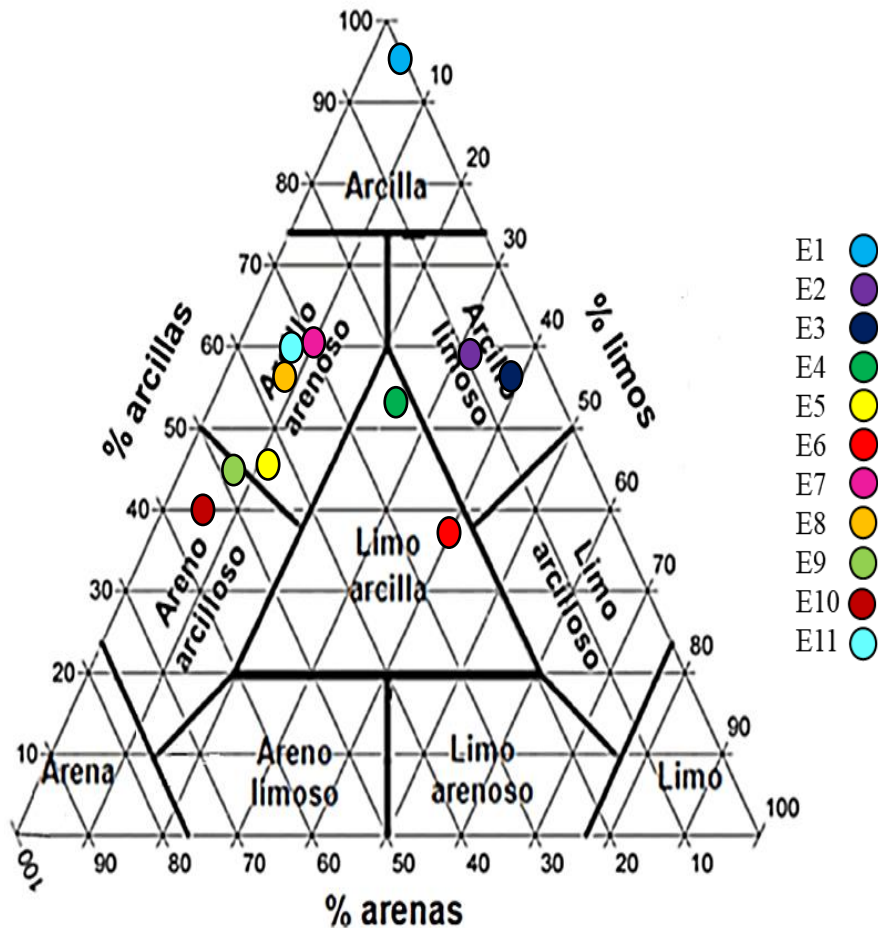


Fig. 4. Clasificación textural del sedimento de la laguna de Alvarado.

El tamaño de partícula cuyo porcentaje predominó correspondió a las arcillas, con una mediana de  $55.6 \pm 15.7\%$ , mientras que el segundo tamaño de grano sedimentario que tuvo alta influencia en la conformación textural fueron las arenas, con una mediana es de  $29.4 \pm 17.8\%$ .

Los limos, a pesar de estado presentes en todas las muestras como las arcillas, tuvieron una mediana de  $10 \pm 13.7\%$ , siendo el tamaño de grano con menor contenido en la mayoría de las muestras analizadas, a excepción del sitio 6 que se clasificó con un textura limo arcilloso.

La estación que presento el mayor porcentaje de arcillas es el sitio 1 (96%), ya que prácticamente mostró la ausencia de otro tamaño de partícula. Lo contenidos de arcillas decrecieron en las siguientes estaciones, mientras que se incrementaron los valores de limos y comenzaron a aparecer fracciones arenosas, siendo los punto de muestreo ubicados en la boca de la laguna (sitios 9 y 10) los que obtuvieron un mayor contenido de arenas sobre los otros tamaños de grano (**Fig. 5**).



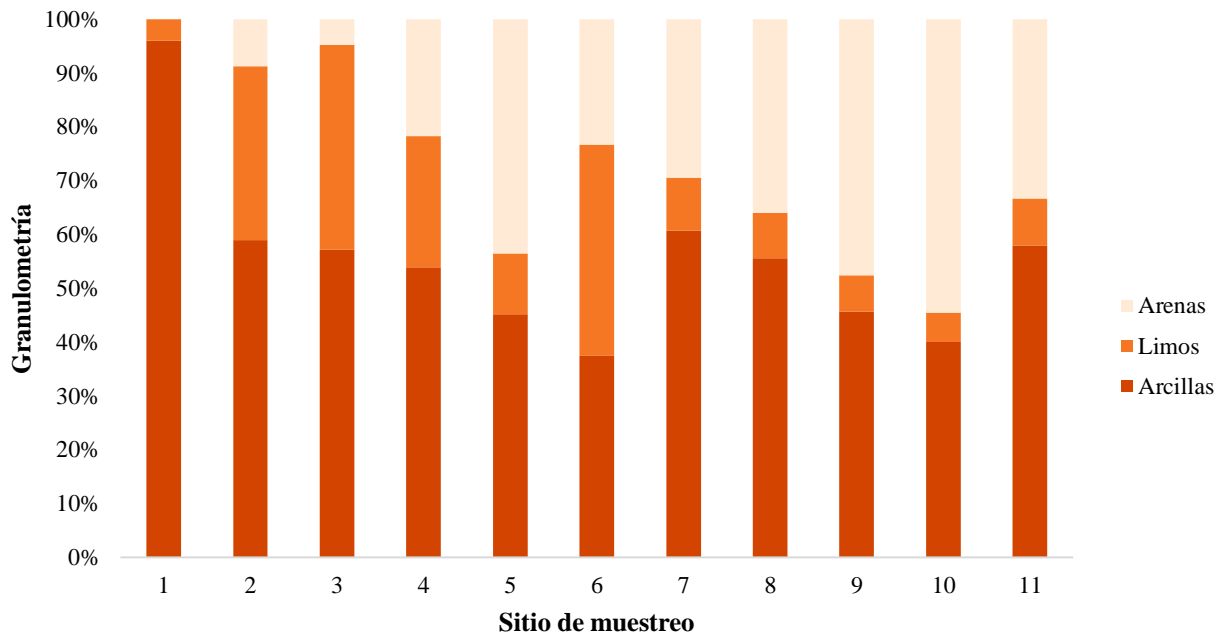
**Tabla 14. Granulometría y clasificación textural de los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz**

Sitio de muestreo	Arcillas (%)	Limos (%)	Arenas (%)	Textura sedimentaria
1	96.0	4.0	0.0	Arcilla
2	58.9	32.4	8.7	Arcilloso limoso
3	57.1	38.1	4.8	Arcilloso limoso
4	53.9	24.4	21.7	Limo arcilla
5	45.2	11.3	43.5	Arcillo arenoso
6	37.4	39.2	23.3	Limo arcilla
7	60.7	9.9	29.4	Arcillo arenoso
8	55.6	8.4	36.0	Arcillo arenoso
9	45.7	6.7	47.6	Areno arcilloso
10	40.0	5.5	54.6	Areno arcilloso
11	57.9	8.8	33.3	Arcillo arenoso
<b>mín</b>	37.4	4.0	00.0	
<b>MÁX</b>	96.0	39.2	54.6	
<b>Mediana</b>	55.6	9.9	29.4	
<b>s</b>	15.7	13.7	17.8	

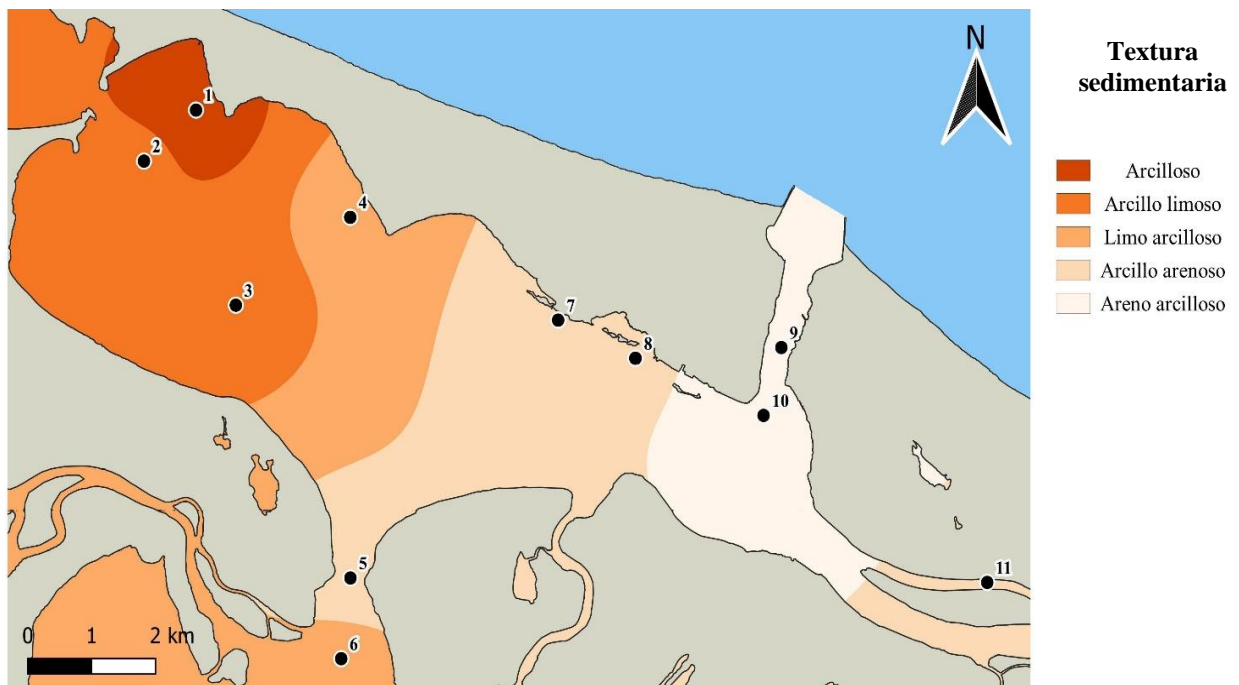
La distribución geoespacial de la texturas del sedimento (**Fig. 6**) reflejó indirectamente la dinámica que se presenta en la laguna de Alvarado, en cuanto al transporte de partículas sedimentarias, así como de las condiciones de sedimentación.

La distribución textural del sedimento permite caracterizar a la laguna de Alvarado en tres zonas previamente reportadas.

Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) describieron que la primera de estas zonas corresponde a la región impactada por el aporte de material característico del ambiente marino mediante su ingreso por la boca de la laguna a través de una cuña salina, siendo esta un posible medio de transporte de arenas. Los límites de distribución de las arenas (**Fig. 6**), se encuentran también próximas a las desembocadura de los ríos tributarios, los cuales pueden transportar también a la laguna partículas gruesas de origen epicontinentales.



**Fig. 5. Granulometría de los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz**



**Fig. 6. Distribución geoespacial de la textura sedimentaria de la laguna de Alvarado, Veracruz.**

Aunado a lo anterior, la escasa abundancia de partículas finas en esta zona puede deberse a los diferentes movimientos que se derivan de la descarga de los ríos tributarios, principalmente del río Papaloapan que drena de manera constante a la laguna, favoreciendo de esta forma la resuspensión de partículas finas y acarreándolas a sitios de baja energía en donde su sedimentación sea posible (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) mencionan que la segunda zona corresponde a una región de mezcla, donde se encuentran diferentes proporciones de partículas finas y de las arenas transportadas. La abundancia de limos en la salida de la laguna de Tlalixcoyan (**Fig. 6**) probablemente se deriva de los aportes fluviales de los ríos Blanco y Limón que drenan en esta laguna, reflejando en su depósito una transición ambiental de alta a baja energía (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

Por último, la tercera de las zonas mencionadas corresponde a la región en donde las partículas finas abundan en mayor proporción disminuyendo el tamaño de partícula en lugares aislados (**Fig. 6**), pues según Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) el transporte de limos y arcillas puede deberse a los aportes fluviales o de eventos de resuspensión propios de la circulación interna, hasta sitios en donde los niveles de baja energía facilitan su depósito.

### **3.2 *Materia Orgánica***

Ruiz.-Fernández *et al.* (2014) registraron contenidos bajos de materia orgánica en sedimentos de la laguna de Alvarado, con valores < 2%. Este contenido coincidió con la mayoría de los datos obtenidos en las muestras sedimentarias de en este trabajo (**Tabla 15**), pues los resultados mostraron contenidos de materia orgánica de 1.2 a 3%, con una mediana de  $1.8 \pm 0.5\%$ .

En el trabajo de Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) reportaron un valor de carbono orgánico de 1.65% para la laguna de Alvarado, el cuál es más alto que los que se obtuvieron en este trabajo, ya que considerando este parámetro se reportó una mediana de  $1.0 \pm 0.3\%$ .

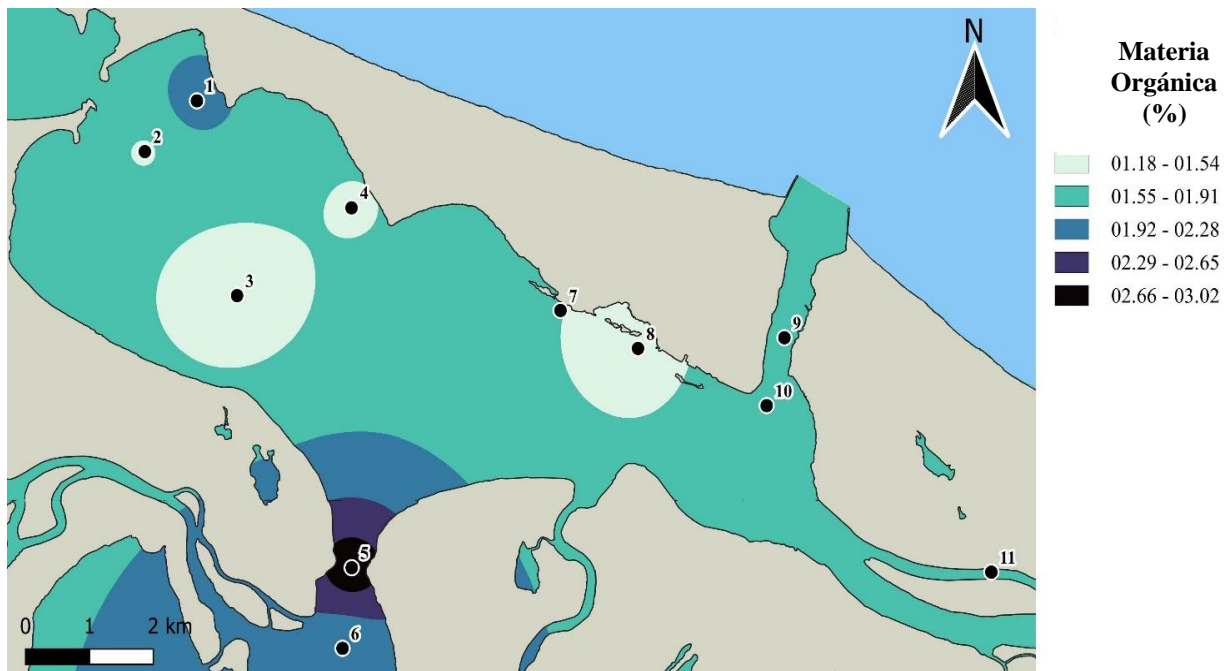
Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) lograron obtener una zonación de la laguna asociada a la granulometría descrita, en donde los valores altos de carbono orgánico corresponden a los sitios

en donde hay una gran presencia de partículas finas, reportando la gran capacidad que presentan las partículas finas por adsorber la materia orgánica.

**Tabla 15. Contenido de materia y carbono orgánicos en los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz.**

Sitio de muestreo	Materia orgánica (%)	Carbono orgánico (%)
1	2.1	1.2
2	1.5	0.9
3	1.2	0.7
4	1.5	0.9
5	3.0	1.7
6	2.0	1.2
7	1.6	0.9
8	1.2	0.7
9	1.8	1.0
10	1.9	1.1
11	1.8	1.0
mín	1.2	0.7
MÁX	3.0	1.7
Mediana	1.8	1.0
s	0.5	0.3

La situación anterior no se presentó en este trabajo, pues los contenidos de materia orgánica obtenidos no reflejaron una relación geoespacial con alguna textura sedimentaria (**Fig. 7**).



**Fig. 7. Distribución geoespacial de la materia orgánica en los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz.**

Solamente en dos de las estaciones muestreadas se puede observar la posible tendencia de acumulación de la materia orgánica con la presencia de sedimentos finos. El valor más alto de carbono orgánico obtenido se presentó en el sitio 5 (1.7%), que fue mayor al porcentaje expuesto por Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) para este mismo sitio (1.42%).

El segundo valor más alto carbono orgánico correspondió al sitio 1 (1.2%) en el cual se observó un alto contenido de arcillas (96%), mientras que en el trabajo citado reportaron un valor más alto (1.9%).

Botello *et al.* (2018) mencionan que el ingreso de materia orgánica a los sistemas lagunares provienen de diferentes fuentes, destacando los aportes continentales, que son transportados por los ríos. Además de las partículas edáficas, los caudales de los cuerpos loticos pueden arrastrar grandes cantidades de lirio acuático (*Eichornia crassipes*), los cuales incrementan los flujos de carbono orgánico en los sedimentos (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

Otra fuente de carbono orgánico es la producción primaria, que se lleva a cabo en el cuerpo por de la comunidad fitoplanctónica y la vegetación sumergida. Aunado a lo anterior, Botello *et al.* (2018) mencionan que los manglares que bordean al sistema lagunar incrementan la presencia de materia orgánica en los sedimentos superficiales.

Asimismo, resaltan los aportes antropogénicos de materia orgánica al sistema, como los provenientes de aguas residuales. Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) mencionan como evidencia de este tipo de ingresos a la laguna de Alvarado la presencia en ella de *E. crassipes*, pues es un reconocido bioindicador de contaminación por descargas residuales.

Derivado de las fuentes de materia orgánica en el sistema de Alvarado, una posible explicación de los valores altos de materia orgánica en el sitio 5 (3%) es la influencia que tiene por parte de los aportes de los ríos Blanco y Limón, pues Raz-Guzmán *et al.* (1992) reportaron para esta zona colindante con la laguna de Tlalixcoyan materia orgánica en el sedimento que refleja la mezcla de aportes autóctonos de fuentes de carbono provenientes de vegetación sumergida con aportes

alóctonos provenientes del sistema fluvial de los ríos que drenan, mencionando también la presencia de *E. crassipes*, lo que sugiere que podría haber aportes de aguas residuales a esa zona.

A pesar de ser el principal cuerpo de agua epicontinental que desemboca en la laguna de Alvarado, el aporte probable de materia orgánica del río Papaloapan no fue tan evidente como en el caso anterior, debido a que sus descargas contribuyen de manera relevante hacia la zona costera (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011).

### 3.3 Carbonatos

Ruiz-Fernández *et al.* (2014) reportaron que el contenido de carbonatos en el sedimento de la laguna de Alvarado se encuentra en el intervalo de 1 - 7%.

A pesar de haber obtenido valores que coincidieron con el reporte previo, en el presente trabajo se registraron algunos contenidos de carbonatos elevados, estableciendo un intervalo de 4.9 - 23.6% (mediana =  $5.9 \pm 6.9\%$ ), donde la concentración máxima corresponde al sitio 4 (**Tabla 16**).

**Tabla 16. Contenido de carbonatos en los sedimentos de la laguna de Alvarado.**

Sitio de muestreo	Carbonatos (%)
1	5.9
2	9.5
3	5.3
4	23.6
5	22.3
6	5.9
7	5.2
8	5.6
9	6.2
10	7.6
11	4.9
mín	4.9
MÁX	23.6
Mediana	5.9
s	6.9

Los carbonatos en sistemas costeros están presentes en sedimentos de plataformas carbonatadas poco profundas, así como en depósitos calcáreos biogénicos, considerándose el reservorio de carbono inorgánico más importante en la superficie terrestre (Fu *et al.*, 2020).

Raz-Guzmán *et al.* (1992) reportaron un valor máximo de 31.8%, de carbonatos en los sedimentos de Punta Norte, lugar que corresponde al sitio 4 de este trabajo (**Fig. 8**). Dicho valor fue atribuido a la existencia de fragmentos de conchas de ostión, compuestas principalmente por carbonato de calcio.

En este trabajo también se registró la presencia en el sitio 4 de restos calcáreos de valvas de moluscos, por lo que el alto contenido de carbonatos obtenido en esta zona puede atribuirse a los aportes de esos materiales biogénicos en la muestra sedimentaria.



**Fig. 8.** Distribución geoespacial de los carbonatos en los sedimentos de la laguna de Alvarado.

En general, el Sistema Lagunar de Alvarado, es reconocido como un sitio de extracción de una amplia diversidad de recursos pesqueros, siendo las almejas uno de los organismos de importancia comercial más representativo de la región, por lo que este sistema lagunar se posiciona en el primer lugar en la producción de estos bivalvos en el Golfo de México (Botello *et al.*, 2017).

García-Cubas y Reguero (1989) mencionan que las especies de almejas que forman comunidades estables y que dan soporte a la pesquería de la laguna de Alvarado son *Rangia flexuosa*, *R. cuneata*, y *Polymesoda caroliniana*. La información acerca del hábitat de las especies mencionadas coincide en su proliferación en áreas costeras con aguas salobres de baja salinidad con influencia de ríos y fondos suaves; sin embargo, *R. cuneata* y *P. caroliniana* se logran distribuir hasta aguas dulces (García-Cubas y Reguero, 1989, 2007).

La zona convergente entre la laguna de Tlalixcoyan y la laguna de Alvarado es lugar de cultivo de almejas, pues esta zona presenta una salinidad de 0 a 0.5 ups, por lo que se ha descrito como un sitio limnético debido a los aportes de los ríos Blanco y Limón (García-Cubas y Reguero, 1989).

De acuerdo con lo anterior, la presencia de un alto porcentaje de carbonatos en el sitio 5 de este trabajo (**Fig. 8**) está dado por el aporte de carbonato de calcio proveniente de las valvas de las almejas que se comercializan en la región, probablemente conformado a un ensamblaje entre las tres especies mencionadas en el párrafo anterior, dada su tolerancia a niveles bajos de salinidad, como los que presenta Tlalixcoyan.

Asimismo, las especies del género *Rangia* de la familia de bivalvos Mactridae, son filtradoras de partículas orgánicas en suspensión, por lo que sus integrantes se han denominado colectores de depósitos orgánicos, de tal forma que su presencia y proliferación se da en sitios en donde hay mayores aportes de carbono orgánico (García-Cubas y Reguero, 1989, 2017), condición presentada también por el sitio 5 (**Fig. 7**).

### ***3.4 Plaguicidas organoclorados en sedimentos***

Los plaguicidas organoclorados identificados en las muestras sedimentarias de la laguna de Alvarado corresponden a nueve de los 16 rastreados. No obstante, al aplicar el límite de detección como principal parámetro de calidad analítica, únicamente se cuantificaron siete de ellos, lo que equivale al 44% de los analitos considerados en este trabajo (**Tabla 17**).

Es importante enfatizar que los contaminantes clorados  $\gamma$ -HCH y heptacloro a pesar de ser descartados para este reporte, debido a que no mostraron una concentración suficiente para



considerarlos como datos confiables, sí mostraron una respuesta instrumental, por lo que no se descarta su presencia en la matriz sedimentaria, razón por la cual en este trabajo se refiere su concentración por debajo del límite de detección.

Los resultados obtenidos muestran la presencia de los siete plaguicidas organoclorados cuantificados, que se encuentran distribuidos en los 11 sitios de muestreo, por lo que se puede decir que dichos sedimentos contienen los mismos plaguicidas, cuyas concentraciones tampoco varían considerablemente entre los sitios muestreados.

**Tabla 17. Plaguicidas organoclorados presentes en los sedimentos de la laguna de Alvarado.**

		Sitio de muestreo														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	mín	MÁX	Mediana	s
Concentración de plaguicida organoclorado (ngg <sup>-1</sup> )	$\alpha$ -HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	$\beta$ -HCH	5.97	5.93	6.00	5.91	5.77	5.89	5.95	6.01	5.76	5.92	5.97	5.76	6.01	5.93	0.08
	$\delta$ -HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	$\gamma$ -HCH	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-	-	-	-
	Heptacloro	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-	-	-	-
	Epóxido de heptacloro	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	$\alpha$ -endosulfán	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	$\beta$ -endosulfán	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	Sulfato de endosulfán	7.51	7.96	8.33	8.14	7.71	8.33	7.82	8.07	7.96	7.84	8.55	7.51	8.55	7.96	0.30
	Aldrín	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	Dieldrín	5.03	7.21	6.80	6.58	7.19	7.11	6.88	7.36	6.81	6.76	6.81	5.03	7.36	6.81	0.63
	Endrín	4.51	5.87	5.99	6.13	5.94	6.23	6.16	6.46	5.60	6.22	6.36	4.51	6.46	6.13	0.53
	Aldehído de endrín	14.83	14.62	14.45	14.41	14.22	14.59	14.25	14.69	14.48	14.68	14.94	14.22	14.94	14.59	0.22
	<i>p,p'</i> - DDT	6.35	5.91	4.33	5.86	5.53	5.45	5.30	5.44	3.25	3.36	3.45	3.25	6.35	5.44	1.13
	<i>p,p'</i> - DDE	3.50	6.55	6.59	6.56	6.50	6.63	6.67	6.63	6.54	6.54	6.64	3.50	6.67	6.56	0.93
	<i>p,p'</i> - DDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
$\Sigma$ POC	47.70	54.06	52.50	53.60	52.87	54.24	53.03	54.66	50.40	51.32	52.72	47.70	54.66	52.86	1.95	

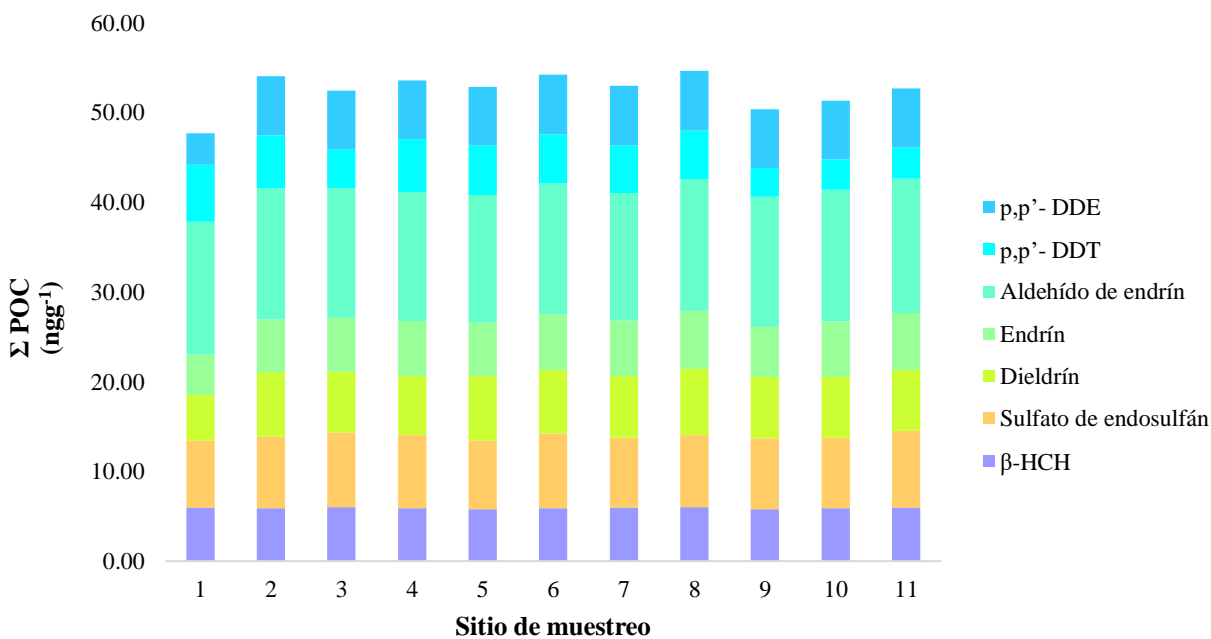
ND = no detectado; < LD = menor al límite de detección.

El contaminante organoclorado más abundante en la laguna de Alvarado fue el aldehído de endrín (mediana= 14.59  $\pm$  0.22 ngg<sup>-1</sup>), con una distribución espacial uniforme en la matriz sedimentaria;

mientras que su compuesto parental, el endrín, se encontró en menores concentraciones (mediana=  $6.13 \pm 0.53 \text{ ngg}^{-1}$ ).

De manera similar, el *p-p'*-DDE tuvo una mediana de  $6.56 \pm 0.93 \text{ ngg}^{-1}$ , la cual es relativamente más alta que la concentración calculada para el compuesto del que se deriva, cuyo valor fue de  $5.44 \pm 1.13 \text{ ngg}^{-1}$  correspondiente al *p-p'*-DDT; cabe mencionar que este insecticida fue el menos abundante en los sedimentos del área de estudio (**Fig. 9**).

Los plaguicidas organoclorados restantes fueron el sulfato de endosulfán (mediana=  $7.96 \pm 0.30 \text{ ngg}^{-1}$ ), dieldrín (mediana=  $6.81 \pm 0.63 \text{ ngg}^{-1}$ ), y  $\beta$ -HCH (mediana=  $5.93 \pm 0.08 \text{ ngg}^{-1}$ ), cuya presencia puede ser derivada de la transformación biogeoquímica de los plaguicidas originales respectivos, que no fueron registrados cromatográficamente o bien fueron menores a su límite de detección, respectivamente (**Tabla 17**).



**Fig. 9. Plaguicidas organoclorado en los sedimentos de cada sitio de muestreo.**

El plaguicida organoclorado endrín ha sido utilizado por sus efectos insecticidas y raticidas, aunque también se ha usado como un avicida (ATSDR, 2021) por lo que su presencia en esta

laguna costera clasificada como sitio Ramsar es alarmante. Considerando sus propiedades persistentes se puede acumular en las partículas terrígenas y sedimentarias. Su permanencia en el suelo es de más de 10 años, sin embargo, por acción fotolítica el ~5% de endrín se degrada a cetona y a aldehído de endrín (ATSDR, 2021).

Con base en lo anterior, la presencia elevada de aldehído de endrín en los sedimentos de la laguna de Alvarado puede deberse principalmente a la degradación endrín, ya que este compuesto en comparación presentó concentraciones menores. Sin embargo, lo anterior no descarta el aporte reciente de endrín al sistema, solo se evidencia que este compuesto clorado continúa persistiendo en el sistema lagunar, de tal forma que se puede esperar que en estudios futuros la concentración del metabolito en forma de aldehído siga incrementándose a medida que el contenido de su compuesto original se continúa degradando.

El uso del agrotóxico organoclorado endosulfán se relaciona con sus efectos como insecticida y acaricida (ATSDR, 2015). Dicho plaguicida se encuentra conformado por una mezcla de dos isómeros,  $\alpha$ -endosulfán y  $\beta$ -endosulfán en una proporción 7:3, respectivamente. La fotólisis de este compuesto da como producto de degradación al sulfato de endosulfán, que es igualmente tóxico que los isómeros originales pero de menor volatilidad y de mayor persistencia (Coleman y Dolinger, 1982; Devi, 2020).

Los resultados reportados muestran la presencia del sulfato de endosulfán en los sedimentos de la laguna de Alvarado, mientras que los isómeros originales de este organoclorado no fueron detectados en las muestras, lo que sugiere la aplicación antigua de endosulfán en las zonas aledañas del sistema lagunar, ya que de si se tratase de un aporte reciente se esperaría tener registro de dichos compuestos, principalmente de  $\beta$ -endosulfán debido a que es más persistente que el isómero alfa (ATSDR, 2015).

Por otra parte, el plaguicida organoclorado dieldrín es producto de degradación de aldrín, derivado de un proceso de epoxidación, aunque se ha reportado su fabricación y comercialización como un plaguicida que presenta los mismos efectos insecticidas que el compuesto aldrín (ATSDR, 2022a).

Se ha documentado en diversas fuentes que el compuesto dieldrín es más resistente a la biodegradación, sobre todo si se encuentra en suelos aeróbicos con alto contenido de carbono orgánico y partículas finas, en donde la fuerza de sorción reduce su biodisponibilidad (Krohn *et al.*, 2019; ATSDR, 2022a).

En los resultados de este trabajo, se reportó la presencia de dieldrín en los sedimentos superficiales de la laguna de Alvarado, mientras que el compuesto aldrín no fue identificado en dichas muestras, pudiendo significar que la concentración reportada de su producto de desecho es debido a su degradación. Esto implica que es posible que su aplicación no sea reciente. Como se mencionó previamente, el compuesto dieldrín también se puede aplicar de manera directa, por lo que no se descarta que las concentraciones reportadas en este trabajo sean provenientes de su uso como un producto manufacturado.

El compuesto organoclorado hexaclorociclohexano, utilizado como plaguicida de amplio espectro para fines agrícolas, se integra por cinco isómeros:  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, y  $\varepsilon$ -HCH (El Nemr *et al.*, 2012; Devi, 2020). El isómero gamma, conocido como lindano, es el único que presenta efectos insecticidas, aunque también se ha registrado en actividades ganaderas debido a su uso veterinario para control de ácaros (Devi, 2020; ATSDR, 2023).

Cada uno de dichos isómeros presentan características fisicoquímicas diferentes, sin embargo, es relevante resaltar aquellas que presenta el  $\beta$ -HCH, ya que fue el único identificado en los sedimentos analizados. Este compuesto presenta una baja solubilidad, así como, una presión de vapor igualmente baja en comparación con los isómeros alfa y gamma, haciendo del isómero beta un compuesto más estable, el cual también es relativamente más resistente a la degradación microbiana (Ramesh *et al.*, 1991).

El Nemr *et al.* (2012) menciona que el  $\beta$ -HCH suele presentarse en los sedimentos entorno a ríos y estuarios debido a una migración y su transformación a largo plazo, siendo así el isómero dominante en esta matriz ambiental.

Tanto el isómero alfa como el gamma pueden ser convertidos a  $\beta$ -HCH mediante eventos de hidrólisis, así como de biodegradación (Tang *et al.*, 2020; ATSDR, 2023), aunado a que dichos isómeros son más volátiles y no suelen registrarse en los sedimentos (Hu *et al.*, 2009). Por lo anterior, la presencia del  $\beta$ -HCH en los sedimentos de la laguna de Alvarado se deriva de la conversión de sus otros isómeros, principalmente del isómero alfa, ya que fue el compuesto que no se encontró en las muestras en las muestras reportadas mientras que el  $\gamma$ -HCH se reporta por debajo de su límite de detección.

El plaguicida *p,p'*-DDT se ha considerado como un contaminante ubicuo debido a su elevada persistencia y al extenso uso histórico como insecticida de amplio espectro, así como en el control de vectores de enfermedades como la malaria (Devi, 2020; ATSDR, 2022b).

Mediante procesos de fotooxidación y de biodegradación, el *p,p'*-DDT puede transformarse en *p,p'*-DDE o *p,p'*-DDD, metabolitos que de forma similar al compuesto predecesor se encuentran virtualmente presentes en todas partes, siendo estos más persistentes (Miller y Zepp, 1979; Devi, 2020; ATSDR, 2022b).

Tolosa *et al.* (1995) mencionan que la predominancia de alguno de los metabolitos puede indicar el tipo de condiciones en las que se llevó a cabo el proceso degradativo, si el organoclorado dominante en el sistema es el *p,p'*-DDE, la degradación se efectuó en condiciones aerobias, en cambio, si el *p,p'*-DDD es el que se encuentra principalmente, entonces la biodegradación se realizó bajo condiciones anaerobias (El Nembr *et al.*, 2012).

Los resultados de este trabajo demuestran la degradación del *p,p'*-DDT en los sedimentos de la laguna de Alvarado ha sido favorecida por las condiciones oxigénicas que presenta, ya que el *p,p'*-DDE es el único metabolito encontrado en los sedimentos de la laguna, mientras que el metabolito *p,p'*-DDD no se detectó en este análisis.

El *p,p'*-DDE es considerado el producto de degradación más abundante y recalcitrante del *p,p'*-DDT (Boul *et al.*, 1994; ATSDR, 2022b), aunque para este último se ha reportado que su persistencia en partículas fangosas es mayor que en suelos franco-arenosos (Aigner *et al.*, 1998),

coincidiendo esta información con los resultados mostrados, ya que la mayoría de los sitios en donde las partículas finas abundaron mostraron concentraciones relativamente mayores de  $p,p'$ -DDT en comparación con aquellas que presentaron una dominancia de arenas en la configuración sedimentaria del cuerpo lagunar.

La relación  $p,p'$ -DDT /  $p,p'$ -DDE permite saber si la presencia de estos compuestos en el área de estudio representa un aporte reciente o envejecido. Para identificar si se trata de un ingreso antiguo se deberá obtener un valor  $< 0.33$ , derivado de una proporción 1:3 de los compuestos relacionados (Strangber *et al.*, 1998; El Nemr *et al.*, 2012; Kucuksezgin *et al.*, 2016).

Todos los valores obtenidos de este cociente para cada uno de los sitios de muestreo están por encima de la proporción citada (**Tabla 18**), siendo el sitio 1 el que mostró el valor más alto de esta relación ( $p,p'$ -DDT /  $p,p'$ -DDE = 1.82), mientras que el sitio 9 mostró el valor menor ( $p,p'$ -DDT /  $p,p'$ -DDE = 0.50). Estos resultados sugieren que la presencia del  $p,p'$ -DDT, así como de su metabolito detectado, son de reciente ingreso a la laguna de Alvarado.

**Tabla 18. Relación  $p,p'$ -DDT /  $p,p'$ -DDE de cada sitio de muestreo.**

Sitio de muestreo	$p,p'$ -DDT / $p,p'$ -DDE
1	1.82
2	0.90
3	0.66
4	0.89
5	0.85
6	0.82
7	0.79
8	0.82
9	0.50
10	0.51
11	0.52
mín	0.50
MÁX	1.82
Mediana	0.82
s	0.36

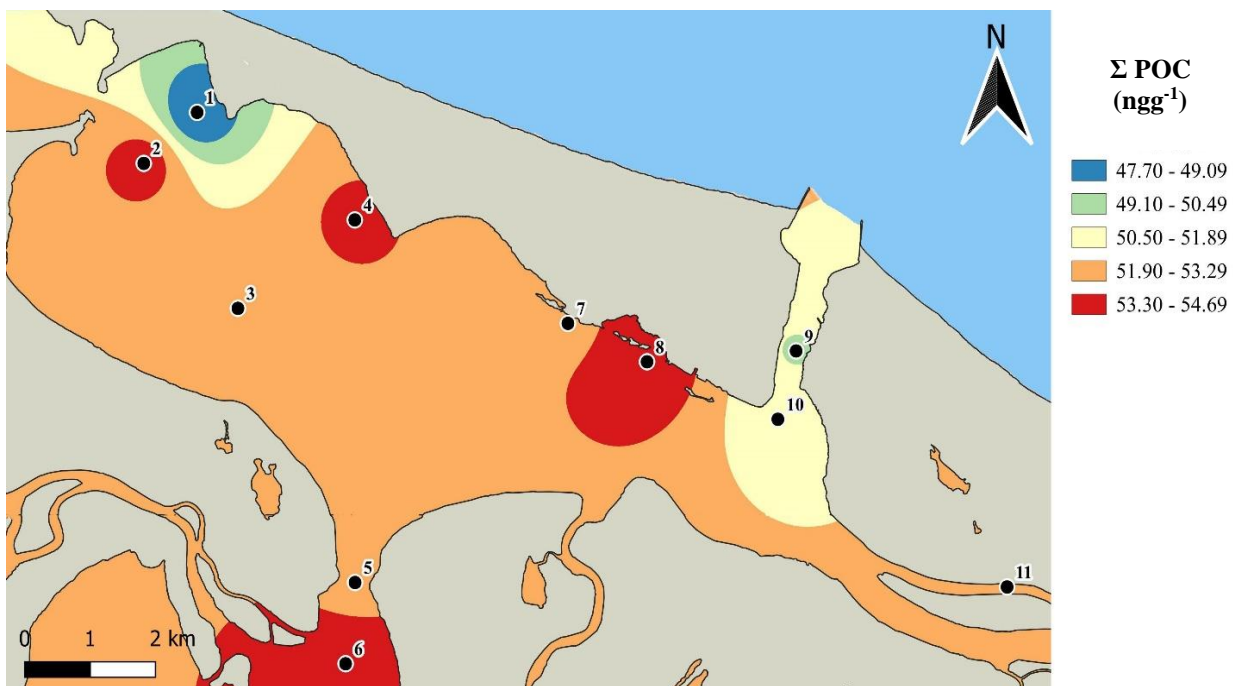
Al considerar la  $\Sigma$ POC, se obtuvieron intervalos de concentración, los cuales representaron la distribución de estos contaminantes en los sedimentos de la laguna (**Fig. 10**). En el sitio 8 (54.66

ngg<sup>-1</sup>) registró la mayor concentración de estos organoclorados, siendo el lugar más próximo a la urbe del municipio de Alvarado (**Fig. 2C**).

Los sitios 2, 4 y 6 (53.59 – 54.23 ngg<sup>-1</sup>) también se obtuvieron concentraciones elevadas de plaguicidas organoclorados, que son sitios cuya textura sedimentaria es limo arcillosa y arcillo limosa.

Los sitios 3, 5, 7 y 11 (52.49 – 52.86 ngg<sup>-1</sup>) muestran concentraciones valores relativamente altos, debido a que se encuentran próximos a las desembocaduras de los ríos tributarios de la laguna de Alvarado, y que presentan una textura arcillo arenosa, y limo arcillosa.

Por otra parte, en los sitios 9 y 10 se cuantificaron menores concentraciones de plaguicidas organoclorados (50.40 – 51.32 ngg<sup>-1</sup>) que las estaciones contiguas, siendo zonas en donde abundaron las arenas; mientras que el sitio 1 presentó la menor concentración de los contaminantes (47.70 ngg<sup>-1</sup>), el cual corresponde al punto más aislado del muestreo, ya que la presencia de un mayor contenido de arcillas (96%), indica que es una zona con ciertas condiciones que posibilitan su depósito.



**Fig. 10.** Distribución geoespacial de la  $\Sigma$ POC en los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz.

### ***3.4.1 Comparación de resultados con otros reportes de plaguicidas organoclorados en sedimentos.***

Los resultados obtenidos en este trabajo presentaron una menor diversidad de estos agroquímicos, así como concentraciones menores a las reportadas por estudios previos de monitoreo de plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la laguna de Alvarado (**Tabla 19**).

La comparativa con los resultados reportados por Palmerín *et al.* (2014) (**Tabla 19**) resultó conveniente, tanto por la similitud de algunos de los puntos de muestreo establecidos en este trabajo como por la diferencia temporal en la acumulación sedimentaria de plaguicidas organoclorados en esta laguna, pues existe una diferencia de más de una década (2009 - 2021) entre las muestras analizadas.

Palmerín *et al.* (2014) cuantificaron 15 de los plaguicidas organoclorados contemplados en este proyecto, siendo el dieldrín el único plaguicida no reportado en los sedimentos de la laguna de Alvarado, mientras que para el aldrín reportaron una concentración máxima de 16.72 ngg<sup>-1</sup> (**Tabla 19**).

Lo anterior resulta contrastante con el presente trabajo, ya que no se detectó analíticamente el plaguicida aldrín, pero sí se cuantificó su metabolito dieldrín con una concentración máxima de 7.36 ngg<sup>-1</sup>, complementando de esta forma el supuesto discutido con anterioridad acerca de que el posible origen de este contaminante se deba a la degradación del plaguicida aldrín en los sedimentos analizados de la laguna de Alvarado.

Otro aspecto relevante que destacar es que Palmerín *et al.* (2014) reportaron una concentración máxima para el *p,p'*-DDT (26.57 ngg<sup>-1</sup>), la cual fue cuatro veces mayor que la que se obtuvo en este trabajo (6.35 ngg<sup>-1</sup>). Sin embargo, este compuesto no se encontró distribuido en los sedimentos de toda la laguna de Alvarado, pues para la mayoría de sus sitios no fue detectado, mientras que en el presente trabajo se registró una amplia distribución de *p,p'*-DDT en la matriz sedimentaria.

La situación anterior es similar con los demás plaguicidas organoclorados, pues en este trabajo se cuantificaron siete de los 16 contemplados, los cuales se encuentran acumulados en todos los



sedimentos de la laguna de Alvarado, aunque en concentraciones menores a las mencionadas por Palmerín *et al.* (2014), en donde son puntuales las convergencias de los 15 plaguicidas organoclorados que encontraron.

Es importante señalar la similitud con Palmerín *et al.* (2014) respecto a la condiciones que favorecen la degradación del *p,p'*-DDT, pues reportaron una dominancia del metabolito *p,p'*-DDE sobre el *p,p'*-DDD, coincidiendo con los resultados obtenidos en este trabajo. Por consiguiente, las condiciones aeróbicas sugeridas desde hace más de un década continúan siendo relevantes en la degradación del *p,p'*-DDT en la laguna de Alvarado.

**Tabla 19. Reportes previos de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la laguna de Alvarado, y otras lagunas del Golfo de México.**

Estudio	Palmerín <i>et al.</i> (2014)	Castañeda-Chávez <i>et al.</i> (2018)	Cepeda-Aldana (2023)	Capparelli <i>et al.</i> (2023)	
	Área de estudio	Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz	Laguna de Sontecomapan, Veracruz	Laguna de Términos, Campeche	
Instrumento analítico	GC-ECD	GC-ECD	GC-MS/MS	GC-MS/MS	
Concentración de plaguicida organoclorado (ngg <sup>-1</sup> )	$\alpha$ -HCH	ND – 3.77	0.12 - 38.44	< LD	1.60 – 1.73
	$\beta$ -HCH	ND – 7.39	2.56 - 42.11	< LD - 3.6	1.57 – 2.30
	$\delta$ -HCH	ND – 9.60	0.34 - 31.61	< LD - 2.3	1.33 – 1.86
	$\gamma$ -HCH	ND – 1.71	1.45 - 34.20	0.8 - 1.7	2.23 – 2.52
	Heptacloro	ND – 12.86	1.98 - 24.11	< LD	3.93 – 4.93
	Epóxido de heptacloro	ND – 21.28	2.13 - 25.70	< LD - 1.3	2.71 – 3.33
	$\alpha$ -endosulfán	ND – 1.43	NR	< LD - 10.3	< LD
	$\beta$ -endosulfán	ND – 3.16	NR	< LD - 1.4	2.77 – 3.69
	Sulfato de endosulfán	ND – 12.46	NR	< LD - 2.3	13 – 13.90
	Aldrín	ND – 16.72	2.11 - 46.05	< LD - 4.1	< LD - 0.63
	Dieldrín	ND	2.18 - 22.13	< LD - 33.6	0.25 – 2.93
	Endrín	ND - 2.37	0.34 - 21.23	< LD - 37.4	< LD
	Aldehído de endrín	ND - 18.51	< LD - 12.40	< LD - 20.1	9.94 – 13.31
	<i>p,p'</i> - DDT	ND – 26.57	NR	< LD - 20.2	1.15 – 1.21
	<i>p,p'</i> - DDE	ND – 48.40	NR	< LD - 7.5	1.21 – 1.67
	<i>p,p'</i> - DDD	ND - 0.39	NR	< LD - 17.4	< LD – 1.06

ND = no detectado; < LD = menor al límite de detección; NR = no reportado.

Por otra parte, Castañeda-Chávez *et al.* (2018) determinaron las mayores concentraciones de plaguicidas organoclorados hasta ahora reportadas para el Sistema Lagunar de Alvarado (**Tabla 19**), exceptuando al aldehído de endrín, pues en Palmerín *et al.* (2014) y en esta tesis se cuantificaron concentraciones más altas (18.51 y 14.94 ngg<sup>-1</sup>).

En el reporte de Castañeda-Chávez *et al.* (2018), los plaguicidas organoclorados en su mayoría fueron hallados en las lagunas Buen País y Camaronera, las cuales colindan por el noroeste con la laguna de Alvarado (**Fig. 2B**), siendo en esta última en donde las autoras cuantificaron dichos contaminantes solamente en cuatro sitios. Lo anterior se atribuyó a que la baja energía deposicional para los sedimentos presente en dichas lagunas del sistema lagunar favorecen la acumulación sedimentaria de estos plaguicidas, contrastando con la elevada dinámica costera de la laguna de Alvarado (Castañeda-Chávez *et al.*, 2018).

Sin embargo, la información acotada que brindó Castañeda-Chávez *et al.* (2018) sobre los plaguicidas hexaclorociclohexanos es relevante, dado que reportaron altas concentraciones de todos los isómeros (**Tabla 19**), resaltando la presencia de  $\alpha$  y  $\gamma$ -HCH (38.44 y 34.20 ngg<sup>-1</sup>), pues estos compuestos no suelen registrarse en la matriz sedimentaria, por lo que sugirieron una aplicación reciente a la fecha de muestreo de dicho trabajo.

La información anterior, en conjunto con la ausencia de la mayoría de hexaclorociclohexanos en el presente reporte, complementa el planteamiento acerca de la degradación de dichos isómeros en los sedimentos de la laguna de Alvarado, pues solo se cuantificó el metabolito  $\beta$ -HCH, siendo este el más recalcitrante (Ramesh *et al.*, 1991)

Por otro lado, los trabajos de Cepeda-Aldana (2023) y Capparelli *et al.* (2023) permitieron comparar los resultados obtenidos con datos recientes de plaguicidas organoclorados en lagunas costeras del Golfo de México de importancia ambiental similar a la laguna de Alvarado (**Tabla 19**).

Cepeda-Aldana (2023) cuantificó 14 plaguicidas organoclorados en sedimentos de la laguna de Sontecomapan, Veracruz, (**Tabla 19**) la cual pertenece a la Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas, considerada también como sitio Ramsar.

La cifra anterior, duplicó los plaguicidas organoclorados cuantificados en este trabajo, enfatizando que el reporte citado no mencionó alguna ausencia de estos compuestos en los sedimentos de la laguna de Sontecomapan, pues las concentraciones de  $\alpha$ -HCH y de heptacloro las cuantificó menores al límite de detección, situación similar a los resultados del presente trabajo.

En comparación con los resultados obtenidos, Cepeda-Aldana (2023) reportó concentraciones más altas que las que se cuantificaron en esta tesis para los plaguicidas dieldrín, endrín, aldehído de endrín, a lo igual que para los organoclorados aromáticos *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDE, y *p,p'*-DDD, este último no detectado en este trabajo (**Tabla 19**).

Por otra parte, los organoclorados  $\beta$ -HCH y sulfato de endosulfán cuantificados en el presente trabajo para la laguna de Alvarado mostraron concentraciones más elevadas que las reportadas por Cepeda-Aldana (2023) para los sedimentos de la laguna de Sontecomapan.

Capparelli *et al.* (2023) reportaron un número mayor de plaguicidas organoclorados que los que resultaron para los sedimentos de laguna de Alvarado en este trabajo, pues cuantificaron 14 de ellos en su estudio en la laguna de Términos, Campeche, siendo este uno de los ecosistemas costeros más grandes e importantes del Golfo de México, la cual comparte con la laguna de Alvarado la designación de sitio Ramsar (**Tabla 19**).

Siguiendo la comparativa, en Capparelli *et al.* (2023) el sulfato de endosulfán resultó ser el compuesto organoclorado que presentó las concentraciones más altas ( $13.90 \text{ ngg}^{-1}$ ), siendo este el único plaguicida que superó las concentraciones obtenidas en este trabajo, pues para los demás contaminantes en común, los sedimentos de la laguna de Alvarado mostraron valores más altos que los de la laguna de Términos, destacando el aldehído de endrín ( $14.94 \text{ ngg}^{-1}$ ).

La anterior comparativa de los resultados obtenidos con los reportes recientes de plaguicidas organoclorados en sedimentos pone en perspectiva la vulnerabilidad de las zonas costeras del Golfo de México por el uso de estos agroquímicos.

### 3.5 Análisis estadísticos

La matriz de correlación de Spearman (**Fig. 11**) se construyó para detectar las asociaciones entre los diferentes tamaños de partícula sedimentaria con el contenido de materia orgánica y de carbonatos, así como con cada uno de los plaguicidas organoclorados reportados. Tomando en cuenta que la  $\Sigma$ POC concatena la información de los organoclorados cuantificados, se incluyó como una variable más en los análisis estadísticos, ya que la asociación que presente con los parámetros sedimentarios contemplados permitió comprender la dinámica general que presentan con los sedimentos de la laguna de Alvarado.

Es necesario mencionar que la mayoría de los valores de correlación que se presentan a continuación no resultaron significativas estadísticamente ( $p > 0.05$ ), a excepción de las asociaciones entre:  $\beta$ -HCH – carbonatos ( $p = 0.01$ ),  $p,p'$ -DDE – carbonatos ( $p = 0.03$ ), y  $p,p'$ -DDT – arenas ( $p = 0.02$ ). No obstante, se discutirán los probables motivos por los que la matriz de correlación de Spearman sugiere esas asociaciones entre las variables.

Comenzando con la asociaciones entre los parámetros sedimentarios, el coeficiente de correlación de Spearman refleja una relación negativa entre las arcillas y las arenas ( $\rho = -0.60$ ,  $p = 0.05$ ), que confirma el patrón geoespacial descrito anteriormente.

De manera similar, el coeficiente de correlación entre las arcillas con el contenido de carbonatos ( $\rho = -0.47$ ) probablemente se debe a que en los sitios en donde abundaban las arcillas se encontraron carbonatos en bajas cantidades. Cabe mencionar que ese último parámetro no mostró fuertes asociaciones con los demás tamaños de partículas (carbonatos – limos  $\rho = 0.13$ ; carbonatos – arenas  $\rho = 0.14$ ), ni con la materia orgánica ( $\rho = 0.21$ ).

Por otra parte, la materia orgánica no se encontró asociada a algún tamaño de grano fino sedimentario (materia orgánica – arcillas  $\rho = -0.29$ ; materia orgánica – limos  $\rho = -0.31$ ), lo que difiere de lo planteado, ya que se esperaba una elevada correlación positiva entre las partículas finas con la materia orgánica debido a los mecanismos de adsorción reportados (Calvet, 1989; Ogbeide *et al.*, 2018).

Lo anterior puede deberse a que generalmente la acumulación de materia orgánica se asocia con los sedimentos finos mediante su adsorción en estados de descomposición más avanzados, pues como estructuras aromáticas y alifáticas son usualmente más resistentes a la degradación microbiana debido a su asociación con la superficie mineral, la cual protege al carbono orgánico de la remineralización. Sin embargo, se ha reportado que cuando la materia orgánica se desadsorbe de estas partículas sedimentarias puede ser remineralizada por bacterias aeróbicas, condición oxigénica que parece estar presentes en los sedimentos del área de estudio (Keil *et al.*, 1994; Guggenberger *et al.*, 1995; Krauss y Wilcke, 2002).

Es probable que a causa de los procesos hidrodinámicos y de bioturbación, el detrito no se encuentra incorporado en estos sedimentos o se presenta en un estado de degradación insuficiente con un alto contenido de carbohidratos fácilmente asimilables por los organismos dificultando el aporte de carbono orgánico al reservorio de las materia orgánica sedimentaria. Dichas condiciones han sido reportadas por Raz-Guzmán *et al.* (1992) para algunos sitios de este sistema lagunar mexicano altamente productivo.

La explicación anterior podría verse reforzada a través del coeficiente de correlación obtenido entre la materia orgánica con las arenas ( $\rho = 0.25$ ), el cual refleja una débil asociación positiva que podría indicar la presencia de materia orgánica en las fracciones arenosas en dichos estados biodisponibles (Amelung *et al.*, 1998; Krauss y Wilcke, 2002).

Mediante la observación de los coeficientes de correlación obtenidos entre los plaguicidas organoclorados con la materia orgánica de los sedimentos se puede decir que las variables no se encontraron asociadas, sin embargo, con los organoclorados  $\beta$ -HCH ( $\rho = -0.52$ ), sulfato de endosulfán ( $\rho = -0.47$ ) y *p,p'*-DDE (-0.48) se obtuvieron las correlaciones negativas más altas.

El coeficiente de correlación entre la materia orgánica y la  $\Sigma$ POC ( $\rho = -0.35$ ) coincide con la información que brinda la asociación individual de los contaminantes con el parámetro en cuestión, por lo que su presencia en los sedimentos de la laguna de Alvarado no está determinada por la materia orgánica. Este patrón ha sido reportado por otros autores no solo para plaguicidas

organoclorados sino también para otros contaminantes persistentes en sedimentos (Edgar *et al.*, 2003; Secco *et al.*, 2005; Montes *et al.*, 2012), en donde se menciona que la fuente y la naturaleza de la materia orgánica sedimentaria puede influir en su afinidad por los sedimentos, en lugar de contemplar únicamente la cantidad absoluta presente en el sistema, como anteriormente se mencionó (Ahcman *et al.*, 1996; Edgar *et al.*, 2003).

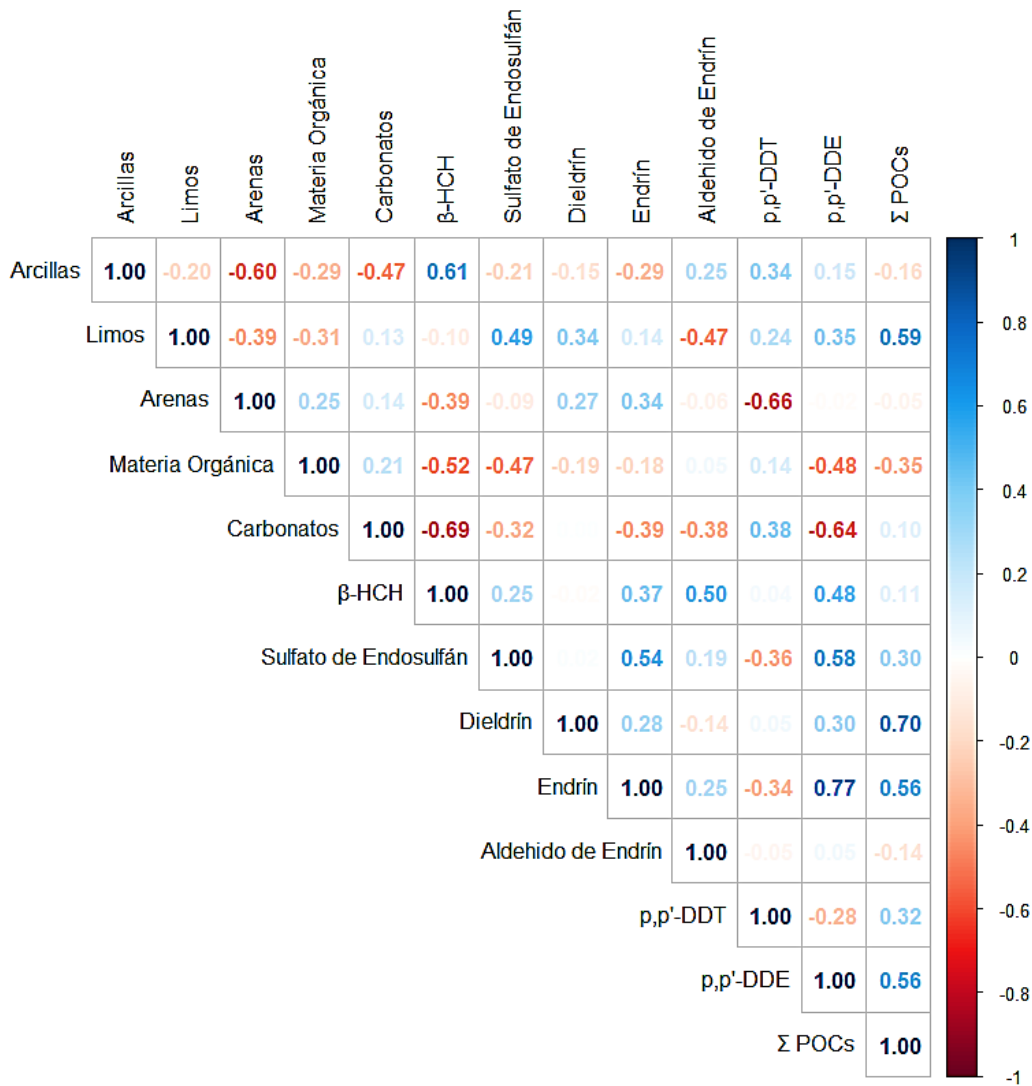


Fig. 11. Matriz de correlación de Spearman.

El coeficiente de correlación no mostró asociaciones relevantes entre los carbonatos y los plaguicidas organoclorados, exceptuando las correlaciones negativas y estadísticamente

significativas del  $\beta$ -HCH ( $\rho = -0.69$ ,  $p = 0.01$ ) y del  $p,p'$ -DDE ( $\rho = -0.64$ ,  $p = 0.03$ ) con este parámetro geoquímico.

Sin embargo, las asociaciones anteriores pueden deberse al bajo contenido de carbonatos presente en las zonas en donde esos plaguicidas mostraron relativamente mayores concentraciones, coincidiendo también con los sitios en donde hay mayor interacción entre los limos y las arcillas, que como se mencionó anteriormente, existe de una moderada relación negativa al no estar asociados con los carbonatos.

Hay estudios que señalan que los sedimentos arenosos de zonas tropicales con alto contenido de carbonatos favorecen a los procesos de mineralización de la materia orgánica, disminuyendo así la posibilidad de la acumulación de contaminantes orgánicos (Rusch *et al.*, 2006; Al-Masri *et al.*, 2009). No obstante, en este trabajo los sedimentos de la laguna de Alvarado no se caracterizaron por mostrar valores altos de carbonatos, tampoco un coeficiente de correlación suficiente que indique la estrecha asociación con las fracciones arenosas (arenas – carbonatos  $\rho = 0.14$ ), ni una relación inversamente proporcional con la materia orgánica (arenas – materia orgánica  $\rho = 0.25$ ).

Por lo anterior, la acción de los carbonatos que condiciona la acumulación de plaguicidas organoclorados no tiene lugar en los sedimentos de la laguna de Alvarado, pues el coeficiente de correlación entre los carbonatos con  $\Sigma$ POC ( $\rho = 0.10$ ) refuerza lo planteado.

En cuanto a los coeficientes de correlación entre los diferentes tamaños de partícula sedimentaria con cada plaguicida organoclorado variaron dependiendo del caso. De manera general, ninguno de los plaguicidas mostró fuertes asociaciones con las arenas, a excepción del  $p,p'$ -DDT ( $\rho = -0.66$ ,  $p = 0.02$ ) cuyo coeficiente estadísticamente significativo demuestra una relación inversamente proporcional con este tamaño de grano, posiblemente debido a que este organoclorado presenta una mayor persistencia en las partículas finas que en los sedimentos arenosos, como se discutido anteriormente (Aigner *et al.*, 1998).

El valor de correlación cercano a cero entre las arenas con la  $\Sigma$ POC ( $\rho = -0.05$ ) refleja la ausencia de asociación entre las variables, por lo que se asevera que la presencia de arenas en la

configuración sedimentaria no está interfiriendo de alguna forma con la acumulación de los plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la laguna de Alvarado.

Por otro lado, dichos compuestos mostraron asociaciones moderadas positivas con las arcillas y/o con los limos, lo que indica que la diversidad de organoclorados encontrados en los sedimentos se podría asociar de manera preferencial a la presencia de alguno de estos tamaños de grano.

Los valores obtenidos entre las arcillas con el contaminante organoclorado  $\beta$ -HCH ( $\rho = 0.61$ ) indica una fuerte asociación proporcional entre las variables, pues este plaguicida se encuentra distribuido prácticamente de forma homogénea en los sedimentos recolectados ( $s = 0.08$ ) probablemente como consecuencia de la abundancia de arcillas en la configuración de la matriz sedimentaria de la laguna de Alvarado (mediana = 55.6%), debido a que este tamaño de partícula presuntamente favorece la acumulación de  $\beta$ -HCH en los sedimentos.

Los coeficientes de correlación que se obtuvieron entre las arcillas con los otros plaguicidas organoclorados no indicaron una estrecha relación entre las variables, ya que las asociaciones tanto negativas como positivas de este estadístico reflejaron asociaciones débiles, como es el caso del organoclorado endrín ( $\rho = -0.29$ ) y del *p,p'*-DDT ( $\rho = 0.34$ ), respectivamente.

Con respecto a la asociación de estas partículas con la  $\Sigma$ POC ( $\rho = -0.16$ ), el coeficiente de correlación establece que las arcillas, a pesar de ser abundantes en la matriz sedimentaria en la laguna de Alvarado, no son un factor relevante que influya en la presencia general de los plaguicidas orgaoclorados de esta laguna costera.

Los limos se asociaron considerablemente de forma negativa con el plaguicida organoclorado aldehído de endrín ( $\rho = -0.47$ ). Esta asociación puede deberse a que los limos son la fracción granulométrica de menor proporción (mediana= 10%) en la configuración sedimentaria de la laguna de Alvarado, mientras que el contaminante mencionado fue el organoclorado más abundante en los sedimentos (mediana= 14.59 ngg<sup>-1</sup>), por lo que el estadístico hace parecer que estas variables presentan una relación inversamente proporcional, aunado a que la acumulación



del aldehído de endrín se explica mejor a través de la presencia de las partículas arcillosas en el sistema debido a su predominancia.

Los coeficientes de correlación obtenidos entre los limos con los demás plaguicidas demuestran asociaciones que se entienden como débiles (limos –  $\beta$ -HCH  $\rho = -0.10$ .; limos – endrín  $\rho = 0.14$ ; limos –  $p,p'$ -DDT  $\rho = 0.24$  ) o moderadas (limos – diendrín  $\rho = 0.34$ ; limos –  $p,p'$ -DDE  $\rho = 0.35$ ), destacando el valor de correlación positiva con el plaguicida sulfato de endosulfán ( $\rho = 0.49$ ), indicando una fuerte asociación debido a que en los sitios en donde los limos cooperan en el establecimiento de texturas sedimentarias arcillo limosas y limo arcillosas se encontraron valores relativamente más altos de este contaminante que los que se encontraron en los demás sitios de muestreados.

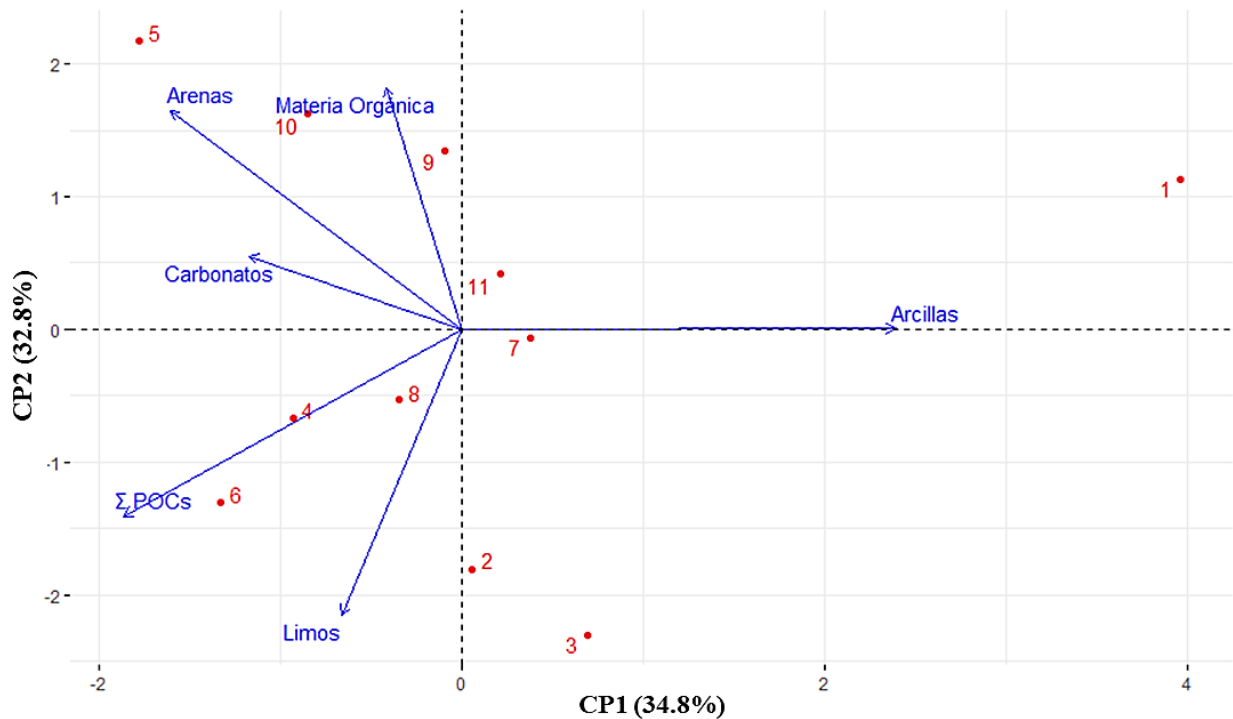
A través de la alta relación que se obtuvo mediante el coeficiente de correlación de  $\Sigma$ POC con los limos ( $\rho = 0.59$ ) se puede observar que en la compleja dinámica costera que presenta la laguna de Alvarado, este tamaño de grano es el parámetro sedimentario principal que condiciona la acumulación de estos organoclorados en la matriz sedimentaria de este ecosistema fluvio-lagunar mexicano.

La asociación obtenida en este trabajo entre los plaguicidas organoclorados con los limos, ya ha sido reportada por otros autores, pues Krauss y Wilcke (2002) y Duodu *et al.* (2017) mencionan la presencia de limos como uno de los factores que más influyen en la adsorción y distribución de los plaguicidas organoclorados, así como de otros compuestos persistentes en los sedimentos acuáticos; mientras que Secco *et al.* (2005) reportan mayores concentraciones de contaminantes orgánicos persistentes asociados principalmente a sedimentos limo arcillosos.

La dinámica anterior se atribuye a que las partículas de tamaño más pequeño proporcionan una mayor área para adsorción de contaminantes orgánicos, confirmando el potencial de estas como geosorbente de plaguicidas organoclorados una vez que los contaminantes entran al sistema lagunar de Alvarado (Tan, 2010; Ogbeide *et al.*, 2018).

A través del análisis de componentes principales (**Fig. 12**) se puede complementar la información general proporcionada por el coeficiente de correlación de Spearman, permitiendo identificar los parámetros sedimentarios que favorecen la acumulación de los plaguicidas organoclorados en la laguna de Alvarado, así como las interacciones que tienen lugar según la asociación de las variables.

Este estadístico refleja el 67.6% de la varianza total de los parámetros sedimentológicos y la  $\Sigma$ POC, que está representada por dos componentes principales.



**Fig. 12. Análisis de componentes principales entre los parámetros sedimentarios y la  $\Sigma$ POC.**

El primero (CP1 = 34.8%) incluye la distribución de arcillas de manera positiva, cuyo vector se encuentra de forma opuesta a las demás variables sedimentarias, así como a los plaguicidas organoclorados, lo cual coincide con los coeficientes de correlación de Spearman discutidos con anterioridad, ya que las arcillas mostraron asociaciones negativas con todas las variables incluidas en este análisis.

El segundo componente (CP2= 32.8%) incluye de forma positiva a la materia orgánica, a las arenas, y a los carbonatos. Esta agrupación de vectores podría deberse a una convergencia de las

asociaciones entre la materia orgánica y los carbonatos con las arenas, las cuales se discutieron anteriormente.

La posición de los vectores de este análisis de la materia orgánica y las arenas confirma lo discutido en la matriz de correlación de Spearman, pues estas fracciones sedimentarias favorezcan a que la materia orgánica se encuentre en formas más asimilables, lo que dificulta su integración a la matriz sedimentaria (Krauss y Wilcke, 2002).

Por otra parte, el análisis de componentes principales pudo maximizar la débil relación obtenida en la matriz de correlación entre carbonatos y arenas, la cual podría deberse que gran proporción del materia biogénico que se integra las partículas gruesas no consolidadas es rico en carbonatos (Fu *et al.*, 2020).

En el CP2 se representa de manera negativa a lo discutido anteriormente, la dupla formada por los limos y la  $\Sigma$ POC, sugiriendo que su presencia en los sedimentos de la laguna de Alvarado tiene gran influencia en la distribución de estos contaminantes, descartando para este reporte su relación con la materia orgánica, las arenas, y los carbonatos.

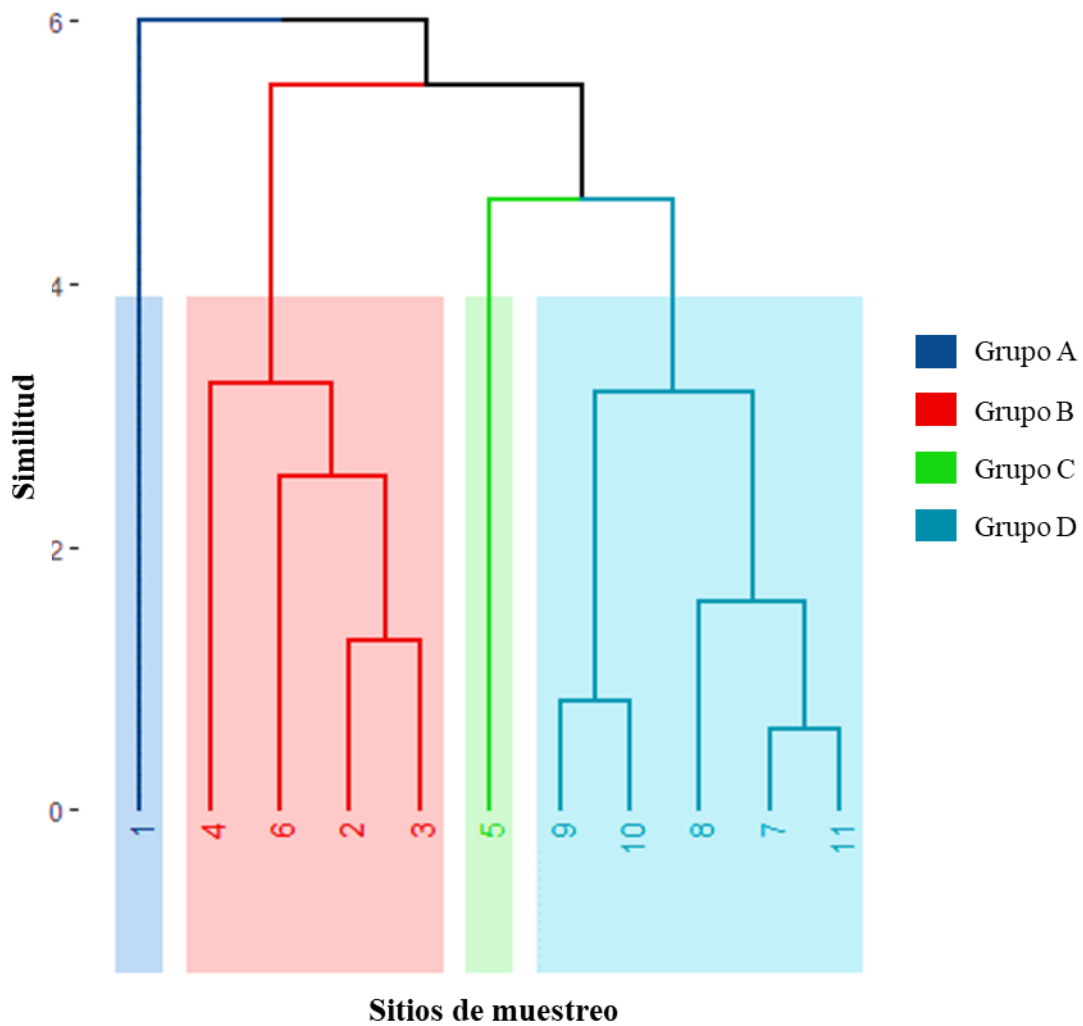
De acuerdo con los resultados del análisis de componentes principales, los sitios de muestreo 4, 6, y 8 fueron aquellos en donde hay una estrecha relación entre la presencia de limos y  $\Sigma$ POC, mientras que los sitios 2 y 3 están mejor caracterizados por la presencia de limos y una menor interacción con los plaguicidas organoclorados.

Por otro lado, los sitios conformados mayoritariamente por arenas (9 y 10), con dominancia arcillo arenosa (7 y 11), o con contenidos altos de materia orgánica y carbonatos (5) no manifestaron alguna relación importante con los contaminantes organoclorados detectados en los sedimentos lagunares.

Posiblemente a causa de ser el sitio más aislado de los contemplados en este trabajo, el sitio 1 no presenta una heterogeneidad en su configuración sedimentaria como en lo demás casos, ya que es una zona netamente arcillosa, y aunado a que es el sitio en donde se calculó la menor  $\Sigma$ POC, este

sitio no mostró alguna asociación importante con los demás parámetros sedimentarios ni con los plaguicidas organoclorados.

Los resultados del análisis de componentes principales se complementaron a través de la elaboración del clúster jerárquico aglomerativo (**Fig. 13**). Este análisis mostró la relación entre los parámetros sedimentológicos y la  $\Sigma$ POC con los sitios de muestreo, clasificándolos en cuatro grupos.



**Fig. 13. Clúster jerárquico aglomerativo.**

En el grupo A se encuentra representado únicamente por el sitio 1, coincidiendo ese aislamiento del resto de los sitios analizados debido a la baja interacción con las variables consideradas que se presenta en la zona.

El grupo B muestra la estrecha relación que existe entre las estaciones 4, 6, 2 y 3, encontrándose estos dos últimos sitios más relacionados entre sí, validando la información del análisis de componentes principales, ya que este mostró que estos sitios presentan una mayor interacción con los limos del sedimento y la  $\Sigma$ POC acumulada.

El grupo C se encuentra representado únicamente por el sitio 5, el cual se encuentra con una mayor influencia por la presencia de materia orgánica, carbonatos y de arenas, en comparación con los demás sitios.

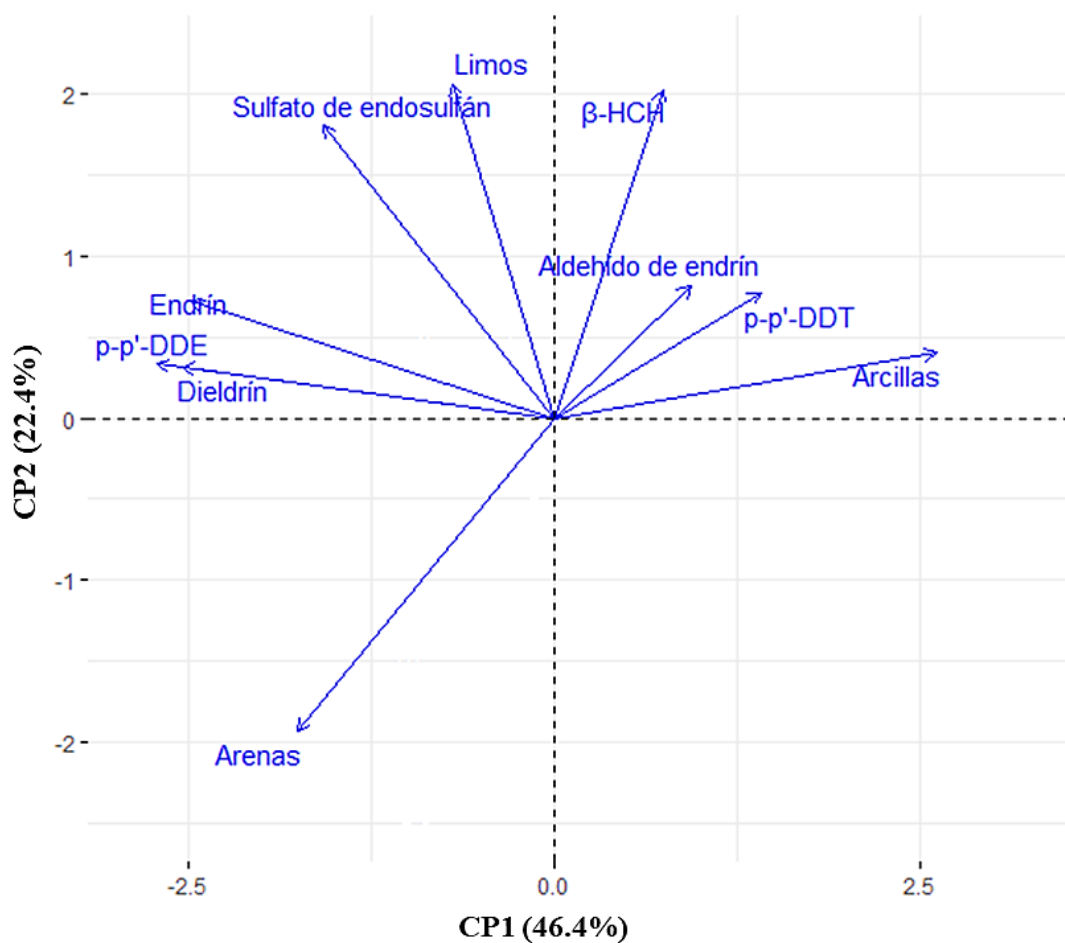
Por último, el grupo D muestra la relación que existe entre los sitios 9, 10, 8, 7 y 11, estos dos últimos sitios mejor relacionados probablemente por la similitud entre la textura sedimentaria arcillo arenosa, mientras que para los demás sitios se relacionan mejor a través de las arenas.

Si bien en la dinámica general resultó que los limos influyen en la acumulación de plaguicidas organoclorados en los sedimentos, la matriz de correlación de Spearman mostró algunas asociaciones moderadas entre los compuestos organoclorados con las arcillas, por lo que se realizó un segundo análisis de componentes principales (**Fig. 14**) para confirmar dichas interacciones, acotándolo únicamente a la interacción individual de los contaminantes detectados, con los tres tamaños de sedimento, descartando los parámetros geoquímicos no asociados en su acumulación.

Este análisis de componentes refleja el 69% la varianza total de los datos que incluyen a los siete plaguicidas organoclorados y los tres tamaño de partícula.

El primer componente principal (CP1 = 46.4%) explica la relación de las arcillas con los plaguicidas *p,p'*-DDT,  $\beta$ -HCH y aldehído de endrín, mostrando a su vez la independencia de estas variables con la presencia de arenas, información que coincide con los coeficientes de correlación obtenidos, reforzando la discusión planteada.

Por otro lado, el segundo componente (CP2= 22.4%) explica de manera positiva la afinidad del sulfato de endosulfán, endrín, del *p,p'*-DDE y del dieldrín por los limos presentes en los sedimentos, cuya agrupación mantiene congruencia con los resultados descritos por la matriz de correlación, reforzando el planteamiento de que su presencia en los sedimentos de la laguna de Alvarado tiene una gran influencia en la distribución de estos contaminantes, descartando su relación con las arenas.



**Fig. 14. Análisis de componentes principales entre los tamaños de partícula sedimentaria con cada plaguicida cuantificado.**

Este análisis respalda la explicación establecida en donde la presencia de sedimentos finos, particularmente en este trabajo los limos, presentan una mayor capacidad de retener a los plaguicidas organoclorados, y se identifican como los parámetros sedimentarios que condicionan su acumulación en los sedimentos de la laguna de Alvarado.

### 3.6 Calidad sedimentaria y coeficiente de riesgo a la comunidad bentónica

A través de la comparación entre las concentraciones obtenidas de los plaguicidas organoclorados cuantificados en este trabajo con los criterios internacionales de referencia ERL y ERM establecidos por Long *et al.* (1998) y retomados por Buchman (2008), se reporta a continuación el posible riesgo que representa para la comunidad bentónica la presencia en la matriz sedimentaria de los organoclorados dieldrín, *p-p'*-DDT y *p-p'*-DDE (**Tabla 20**).

Las concentraciones obtenidas en este estudio para cada uno de los plaguicidas en los once sitios superaron los valores de ERL, siendo a su vez menores a los valores de ERM.

Bajo la categorización propuesta por Yang *et al.* (2019), se reportó que los valores de las concentraciones de los plaguicidas encontrados se hallan entre estos dos parámetros de calidad sedimentaria ( $ERL < [POC] < ERM$ ), lo que sugiere que los efectos adversos sobre la comunidad bentónica de la laguna de Alvarado serán ocasionalmente encontrados (**Tabla 20**).

**Tabla 20. Comparación de las concentraciones de plaguicidas organoclorados obtenidas con los valores de ERL y ERM, y los posibles efectos sobre la comunidad bentónica.**

		Plaguicida organoclorado					
		Dieldrín		<i>p-p'</i> -DDT		<i>p-p'</i> -DDE	
ERL	n <sub>gg<sup>-1</sup></sub>	0.02		1.0		2.2	
ERM		8.0		7.0		27.0	
		[Dieldrín]	Categoría de efectos	[ <i>p-p'</i> -DDT]	Categoría de efectos	[ <i>p-p'</i> -DDE]	Categoría de efectos
Sitio de muestreo	1	5.03	Ocasionales	6.35	Ocasionales	3.50	Ocasionales
	2	7.21	Ocasionales	5.91	Ocasionales	6.55	Ocasionales
	3	6.80	Ocasionales	4.33	Ocasionales	6.59	Ocasionales
	4	6.58	Ocasionales	5.86	Ocasionales	6.56	Ocasionales
	5	7.19	Ocasionales	5.53	Ocasionales	6.50	Ocasionales
	6	6.11	Ocasionales	5.45	Ocasionales	6.63	Ocasionales
	7	6.88	Ocasionales	5.30	Ocasionales	6.67	Ocasionales
	8	7.36	Ocasionales	5.44	Ocasionales	6.63	Ocasionales
	9	6.81	Ocasionales	3.25	Ocasionales	6.54	Ocasionales
	10	6.76	Ocasionales	3.36	Ocasionales	6.54	Ocasionales
	11	6.81	Ocasionales	3.45	Ocasionales	6.64	Ocasionales

- [POC] < ERL = Raros
- ERL < [POC] < ERM = Ocasionales
- [POC] > ERM = Frecuentes

Hubo sitios en que los resultados están próximos al valor establecido de ERM, como es el caso del sitio 8 para el organoclorado dieldrín ( $7.36 \text{ ngg}^{-1} < \text{ERM} = 8.0 \text{ ngg}^{-1}$ ), y el sitio 1 para *p-p'*-DDT ( $6.35 \text{ ngg}^{-1} < \text{ERM} = 7.0 \text{ ngg}^{-1}$ ); a pesar de que en este trabajo se generalice que los efectos que perjudican a los organismos del bentos de la laguna de Alvarado son ocasionales, no se debe perder de vista la posible tendencia a poder encontrarlos de manera frecuente por la acción tóxica de plaguicidas organoclorados.

El cociente de riesgo que representa el mejor escenario (CR<sub>m</sub>) indica que la presencia en las concentraciones encontradas de dieldrín, *p-p'*-DDT y *p-p'*-DDE en los sedimentos es de gran preocupación, situación alarmante para la integridad de los organismos bentónicos de la laguna de Alvarado (**Tabla 21**).

Sin embargo hay sitios que se encuentran próximos al valor máximo del intervalo de referencia, como lo son el sitio 2, el 5 y el 8 para el compuesto dieldrín ( $0.90, 0.90, 0.92 < 1$ ), y el sitio 1 para el *p-p'*-DDT ( $0.91 < 1$ ). Dicho lo anterior, la proximidad de estos sitios a considerarse una amenaza para la comunidad bentónica se debe a la posible tendencia de que los efectos adversos de los plaguicidas organoclorados se registren de manera frecuente.

El posible riesgo aditivo de los contaminantes organoclorados se analizó mediante el cociente de riesgo promedio (CR<sub>prom</sub>). Para los once sitios estudiados presentó valores que bajo el *mejor escenario* sugieren que los sedimentos contaminados por los organoclorados en cuestión posicionan a la comunidad bentónica de la laguna de Alvarado en un estado alarmante (**Tabla 21**).

Por otra parte, el cociente de riesgo que representa el *peor escenario* (CR<sub>p</sub>) indica que la presencia en las concentraciones encontradas de *p-p'*-DDT y de *p-p'*-DDE en los sedimentos es alarmante para la integridad de los organismos bentónicos; mientras que los cocientes de riesgo obtenidos para el compuesto organoclorado dieldrín muestran valores por encima del límite máximo del intervalo, motivo por el cual se sugiere que la presencia del dieldrín es una amenaza para los organismos asociados al sedimento (**Tabla 21**).



Ese aumento excesivo y preocupante del cociente de riesgo se debe a que el valor pequeño de ERL para este compuesto ( $0.02 \text{ ngg}^{-1}$ ) se ve superado aproximadamente 340 veces por la concentración de dieldrín (mediana =  $6.81 \text{ ngg}^{-1}$ ) presente en los sedimentos de la laguna de Alvarado.

Esta situación se ve reflejada también en el posible riesgo aditivo proporcionado por el cociente de riesgo promedio ( $\text{CR}_{\text{prom}}$ ), ya que para los once sitios estudiados mostró valores que bajo este *peor escenario* sugieren que los sedimentos contaminados por los organoclorados amenazan a la comunidad bentónica de la laguna de Alvarado (**Tabla 21**).

**Tabla 21. Cociente de riesgo sedimentario por la presencia de plaguicidas organoclorados en la laguna de Alvarado.**

		Plaguicida organoclorado						$\text{CR}_{\text{prom}}$	
		Dieldrín		<i>p-p'</i> -DDT		<i>p-p'</i> -DDE			
		CRm	CRp	CRm	CRp	CRm	CRp	CRm	CRp
Sitio de muestreo	1	0.63	251.59	0.91	6.35	0.13	1.59	0.56	86.51
	2	0.90	360.74	0.84	5.91	0.24	2.98	0.66	123.21
	3	0.85	340.24	0.62	4.33	0.24	3.00	0.57	115.86
	4	0.82	329.17	0.84	5.86	0.24	2.98	0.63	112.67
	5	0.90	359.38	0.79	5.53	0.24	2.96	0.64	122.62
	6	0.89	355.51	0.78	5.45	0.25	3.01	0.64	121.33
	7	0.86	343.92	0.76	5.30	0.25	3.03	0.62	117.42
	8	0.92	368.21	0.78	5.44	0.25	3.01	0.65	125.55
	9	0.85	340.65	0.46	3.19	0.24	2.97	0.52	115.60
	10	0.85	338.01	0.48	3.36	0.24	2.97	0.52	114.78
	11	0.85	340.63	0.49	3.45	0.25	3.02	0.53	115.70

<span style="color: green;">■</span> $\text{CRm} < 0.1$	= Preocupante	=	<span style="color: green;">■</span> $\text{CRp} < 1$
<span style="color: orange;">■</span> $0.1 < \text{CRm} < 1$	= Alarmante	=	<span style="color: orange;">■</span> $1 < \text{CRp} < 10$
<span style="color: red;">■</span> $\text{CRm} > 1$	= Amenazante	=	<span style="color: red;">■</span> $\text{CRp} > 10$

El coeficiente de riesgo sedimentario por el efecto de los plaguicidas organoclorados identifica que la comunidad bentónica de laguna de Alvarado se encuentra bajo un estado que va de

alarmante a amenazante, pues indicó que dichos efectos se están presentando de manera ocasional, requiriendo la priorización de una gestión de estrategias de mitigación y de manejo.

Es necesario poner en perspectiva que esta información solo considera tres de los siete plaguicidas encontrados, por lo que la alarma y amenaza mencionadas podrían incrementarse para esta laguna de relevancia pesquera del Golfo de México.

### ***3.7 Identificación de organismos***

Se determinaron nueve especies, de las cuales cuatro pertenecieron a la comunidad bentónica, y cinco a la nectónica de la laguna de Alvarado (**Tabla 22**).

La especie de ostión analizada fue identificada como *Crassostrea virginica*, que ha sido reportada como constituyente principal de los bancos ostrícolas del Golfo de México, debido a su amplia distribución (García-Cubas y Reguero, 2007), representando un recurso pesquero de gran importancia para la región (Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2013).

Las almejas contempladas fueron identificadas como *Rangia cuneata* y *Polymesoda caroliniana*, cuyas comunidades han sido consideradas como el soporte principal de la pesca almejera de esta laguna, la cual es reconocida como el primer lugar en la producción de estos bivalvos en el Golfo de México (García-Cubas y Reguero, 1989, 2007; Botello *et al.*, 2017).

Las jaibas obtenidas se identificaron como *Callinectes sapidus*, especie reportada como un recurso pesquero importante de esta laguna por Botello *et al.* (2017). Para el año 2015, el sistema lagunar de Alvarado ocupaba el segundo lugar en la pesquería Veracruzana de jaiba (Villanueva-Fortanelli, 2015).

Los peces analizados corresponden a cinco especies diferentes. *Conodon nobilis*, *Centropomus parallelus*, y *Archosargus probatocephalus*, que también han sido mencionados por Botello *et al.* (2017) como peces de relevancia pesquera en la laguna de Alvarado. Por otra parte, las especies identificadas como *Oreochromis niloticus* y *Parachromis managuensis* son consideradas especies

exóticas introducidas en el Golfo de México reconocidas por su importancia como recurso pesquero (Carpenter, 2002; CONABIO, 2017).

**Tabla 22. Información de las nueve especies de organismos de importancia comercial identificadas.**

Ejemplares procesados	Clasificación	Especie	Nombre común	Tamaño reportado	Hábitat	Hábitos alimenticios	Nivel trófico reportado
	Reino: Animalia Phylum: Mollusca Clase: Bivalvia Orden: Venerida Familia: Mactridae Genero: <i>Rangia</i>	<i>Rangia cuneata</i>	Almeja gallo	25 - 70 mm	Lagunas costeras y esteros de baja salinidad. Se localiza en áreas con influencia fluvial, en fondos de limo arcillosos a fango arenosos, y forman parte de la infauna somera.	Suspensívoros	2.00
	Reino: Animalia Phylum: Mollusca Clase: Bivalvia Orden: Venerida Familia: Cyrenidae Genero: <i>Polymesoda</i>	<i>Polymesoda carolineana</i>	Almeja negra	30 - 70 mm	Lagunas costeras, esteros y pantanos de manglar. Pertenecen a la infauna de fondos lodosos o lodo arenosos	Suspensívoros	2.00
	Reino: Animalia Phylum: Mollusca Clase: Bivalvia Orden: Ostreida Familia: Ostreidae Genero: <i>Crassostrea</i>	<i>Crassostrea virginica</i>	Ostión americano	150 - 300 mm	Habita típicamente en aguas salobres pertenecientes a lagunas costeras y esteros, en donde viven adheridos a rocas, conchas, u otros sustratos duros.	Suspensívoros	2.00
	Reino: Animalia Phylum: Arthropoda Clase: Malacostraca Orden: Decapoda Familia: Portunidae Genero: <i>Callinectes</i>	<i>Callinectes sapidus</i>	Jaiba azul	209 - 227 mm	Se encuentra en costas tropicales; lagunas costeras, esteros y desembocaduras de rios de poca profundidad. Es un organismo epibentónico, con preferencia por sedimentos blandos aunque se pueden encontrar sobre algunos sedimentos gruesos.	Omnívoro oportunista; se alimenta de una amplia variedad de presas, incluidas ostras, almejas, otros invertebrados bentónicos, peces, material vegetal, y detritus. También se ha reportado canibalismo en esta especie.	3.35
	Reino: Animalia Phylum: Chordata Clase: Teleostei Orden: Cichliformes Familia: Cichlidae Genero: <i>Oreochromis</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia del Nilo	28 cm	Es una especie originaria de África oriental introducida en México desde 1964. Habita en aguas dulces y salobres. Es un pez bentopelágico.	Omnívoro; se alimenta principalmente de perifiton, fitoplancton, macroalgas y detritus del sedimento, sin embargo, también se ha reportado que se alimenta del zooplancton, y de pequeños invertebrados.	2.02
	Reino: Animalia Phylum: Chordata Clase: Teleostei Orden: Cichliformes Familia: Cichlidae Genero: <i>Parachromis</i>	<i>Parachromis managuensis</i>	Jaguar guapote	Hasta 50 cm	Se trata de una especie invasora en el Golfo de México originaria de Centro América. Habita en aguas de baja salinidad, con preferencia por aquellas que son turbias y de fondos lodosos, considerada una especie bentopelágica.	Carnívoro; es un organismo altamente agresivo y depredador de la fauna nativas de peces de menor tamaño. También se ha reportado el consumo de macroinvertebrados.	3.96
	Reino: Animalia Phylum: Chordata Clase: Teleostei Orden: Eupercaria ( <i>incertae sedis</i> ) Familia: Haemulidae Genero: <i>Conodon</i>	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco amarillo	20 - 30 cm	Habita en ambientes costeros arenosos y fangosos poco profundos, con aguas marinas o salobres turbias.	Carnívoros; se alimenta del zoobentos, preferencialmente de crustáceos y peces pequeños, y en menor proporción de detritus.	3.60
	Reino: Animalia Phylum: Chordata Clase: Teleostei Orden: Carangaria ( <i>incertae sedis</i> ) Familia: Centropomidae Genero: <i>Centropomus</i>	<i>Centropomus parallelus</i>	Chucumite	25 - 63 cm	Se encuentra en aguas costeras, estuarios y lagunas, llegando a encontrarse en las desembocaduras de rios. Es una especie demersal, por lo que se encuentra sobre fondos blandos poco profundos.	Carnívoros; depredador de crustáceos principalmente de camarones y langostinos, así como de una amplia gama peces pequeños.	4.21
	Reino: Animalia Phylum: Chordata Clase: Teleostei Orden: Eupercaria ( <i>incertae sedis</i> ) Familia: Sparidae Genero: <i>Archosargus</i>	<i>Archosargus probatocephalus</i>	Sargo	35 - 91 cm	Habita en áreas marinas asociados a arrecifes, pero también se encuentra en estuarios de aguas salobres de fondos duros.	Carnívoro; se alimenta principalmente de invertebrados sésiles como briozoos, moluscos, percebes, y otros crustáceos.	3.53

Además de contar con la identificación de cada una de las especies de importancia comercial que se procesaron y analizaron, fue necesaria la recopilación de información adicional de cada una de

ellas sobre el tipo de hábitat en el que proliferan, sus hábitos alimenticios, y la posición trófica que ocupan según su tipo de dieta (**Tabla 22**), con el fin de enriquecer la discusión que se planteará más adelante.

### ***3.8 Plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos***

Los plaguicidas organoclorados presentes en los tejidos de las especies identificadas como recursos pesqueros de la laguna de Alvarado correspondieron a 15 de los 16 contemplados (**Tabla 23**). Sin embargo, al considerar el límite de detección, únicamente se logró calcular la concentración de 10 de ellos, lo que equivale al 62% de los plaguicidas considerados en este trabajo, la cual es una cifra mayor a la obtenida en las muestras de sedimento.

A diferencia de los resultados de la matriz sedimentaria, los datos obtenidos en los tejidos comestibles de organismos no muestran la misma diversidad acumulada de estos contaminantes, por lo que el número de plaguicidas calculados varió dependiendo del recurso pesquero analizado (**Fig. 15**).

Coincidiendo con los resultados de sedimentos, el plaguicida organoclorado más abundante en los tejidos de los organismos comercializados en la laguna de Alvarado fue el aldehído de endrín (mediana=  $20.48 \pm 1.70 \text{ ngg}^{-1}$ ), mientras que el endrín se encontró acumulado en menores concentraciones (mediana=  $8.61 \pm 0.80 \text{ ngg}^{-1}$ ); ambos compuestos estuvieron presentes en los nueve organismos analizados (**Tabla 23**).

Los resultados anteriores mantienen congruencia con lo discutido en secciones anteriores, ya que la acumulación mayor del aldehído de endrín en los recursos pesqueros de la laguna de Alvarado evidencia la biodisponibilidad histórica en la matriz sedimentaria del plaguicida endrín con tendencia a la degradación, no descartando ingresos recientes a la zona de estudio.

El segundo organoclorado más abundante en la matriz biótica analizada fue el sulfato de endosulfán (mediana =  $11.07 \pm 1.21 \text{ ngg}^{-1}$ ) el cual también se encontró abundantemente en los sedimentos de la laguna de Alvarado (**Tabla 23**).

Como se discutió anteriormente, el sulfato de endosulfán puede presentarse a causa de la degradación de los isómeros  $\alpha$  y  $\beta$  que conforman al endosulfán en su forma comercial, los cuales se encontraron ausentes en la matriz sedimentaria del sistema. Sin embargo, en la mayoría de los tejidos de los organismos analizados se encontraron estos dos isómeros menores al límite de detección, con algunas excepciones, tal es el caso del pez *P. managuensis*, en donde el  $\alpha$ -endosulfán no fue detectado, así como en las especies epibentónicas *C. virginica* y *C. sapidus* el compuesto  $\beta$ -endosulfán mostró concentraciones cuantificables (mediana =  $2.44 \pm 0.10 \text{ ngg}^{-1}$ ), aunque en menor proporción que el metabolito sulfato de endosulfán (**Tabla 23**).

Lo anterior complementa el panorama de la aplicación histórica de este insecticida en las zonas aledañas a la laguna de Alvarado, ya que si bien no se detectaron en los sedimentos estudiados, su presencia cualitativa en los organismos, sumada a las concentraciones registradas en la matriz abiótica como en la biótica, confirma la biodisponibilidad del endosulfán en la historia ambiental de la laguna.

Sucesivamente, el xenobiótico *p,p'*-DDT se encontró en todos los organismos de importancia comercial estudiados de la laguna de Alvarado con una mediana de  $10.91 \pm 1.54 \text{ ngg}^{-1}$ , siendo mayores sus concentraciones que las de su metabolito *p,p'*-DDE (mediana =  $8.67 \pm 1.67 \text{ ngg}^{-1}$ ) para la mayoría de las especies.

Si bien ambos plaguicidas fueron detectados en la matriz sedimentaria de la laguna, la acumulación preferencial del *p,p'*-DDT en los tejidos de los organismos puede deberse a que este contaminante es altamente liposoluble, siendo este organoclorado el que presenta el valor más alto de  $K_{ow}$  (6.91), mientras que el *p-p'*-DDE es relativamente menor ( $K_{ow} = 6.51$ ) (ASTDR, 2022b). Aunado a lo anterior, el ingreso aparentemente reciente del compuesto parental podría verse asociado también a las altas concentraciones presentadas para este compuesto altamente liposoluble.

El compuesto *p,p'*-DDD fue el único compuesto organoclorado no detectado analíticamente en ninguno de los tejidos de las especies de relevancia pesquera de la laguna de Alvarado, el cual tampoco fue detectado en los sedimentos analizados, por lo que se mantiene la premisa discutida

de que su ausencia en el sistema se debe a las condiciones aeróbicas que favorecen la degradación del *p-p'*-DDT a *p-p'*-DDE (Tolosa *et al.*, 1995; El Nemr *et al.*, 2012).

**Tabla 23. Plaguicidas organoclorados presentes en los organismos estudiados de la laguna de Alvarado.**

	Organismo de importancia comercial													
	<i>R. cuneata</i>	<i>P. carolineana</i>	<i>C. virginica</i>	<i>C. sapidus</i>	<i>O. niloticus</i>	<i>P. managuensis</i>	<i>C. nobilis</i>	<i>C. paralletus</i>	<i>A. probatocephalus</i>	mín	MÁX	Mediana	s	
Concentración de plaguicidas organoclorados (ngg <sup>-1</sup> )	α-HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	<LD	–	–	–	–
	β-HCH	7.32	6.19	7.42	6.98	6.17	6.61	6.28	6.98	6.95	6.17	7.42	6.95	0.47
	δ-HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	–	–	–	–
	γ-HCH	<LD	<LD	5.00	2.20	2.32	<LD	<LD	2.09	2.32	2.09	5.00	2.32	1.24
	Heptacloro	<LD	<LD	3.41	2.82	2.51	<LD	2.59	2.84	3.11	2.51	3.41	2.83	0.33
	Epóxido de heptacloro	ND	ND	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	<LD	–	–	–	–
	α-endosulfán	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	<LD	–	–	–	–
	β-endosulfán	<LD	<LD	2.52	2.37	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.37	2.52	2.44	0.10
	Sulfato de endosulfán	10.06	10.03	12.46	11.79	11.07	8.42	11.46	10.79	11.64	8.42	12.46	11.07	1.21
	Aldrín	ND	<LD	ND	<LD	ND	ND	ND	ND	<LD	–	–	–	–
	Dieldrín	8.99	9.65	9.59	8.52	10.67	9.12	8.87	9.51	9.56	8.52	10.67	9.51	0.62
	Endrín	9.31	8.61	9.58	8.19	8.85	8.50	8.07	6.83	8.71	6.83	9.58	8.61	0.80
	Aldehído de endrín	20.48	17.90	21.62	20.70	20.87	16.58	19.91	20.54	18.02	16.58	21.62	20.48	1.70
	<i>p,p'</i> - DDT	9.96	9.08	13.37	11.23	12.11	8.43	10.51	10.91	11.78	8.43	13.37	10.91	1.54
	<i>p,p'</i> - DDE	10.67	8.23	10.82	5.93	8.97	8.68	8.26	6.25	8.67	5.93	10.82	8.67	1.67
	<i>p,p'</i> - DDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	–	–	–	–
	Σ POC	76.79	69.69	95.77	80.73	83.55	66.34	75.95	76.75	80.77	66.34	95.77	76.79	8.45

ND = no detectado; <LD = menor al límite de detección.

Los nueve organismos identificados mostraron la acumulación del plaguicida dieldrín (mediana = 9.51 ± 0.62). Como se mencionó, este contaminante puede encontrarse biodisponible tanto por la

degradación de su compuesto parental aldrín, como por su aplicación directa como un producto manufacturado (ATSDR, 2022a).

El aldrín no fue detectado analíticamente en los sedimentos estudiados, sin embargo, para las especies *P. carolineana*, *C. sapidus*, y *A. probatocephalus* en este trabajo se reporta su posible presencia, ya que los valores obtenidos fueron menores a su límite de detección.

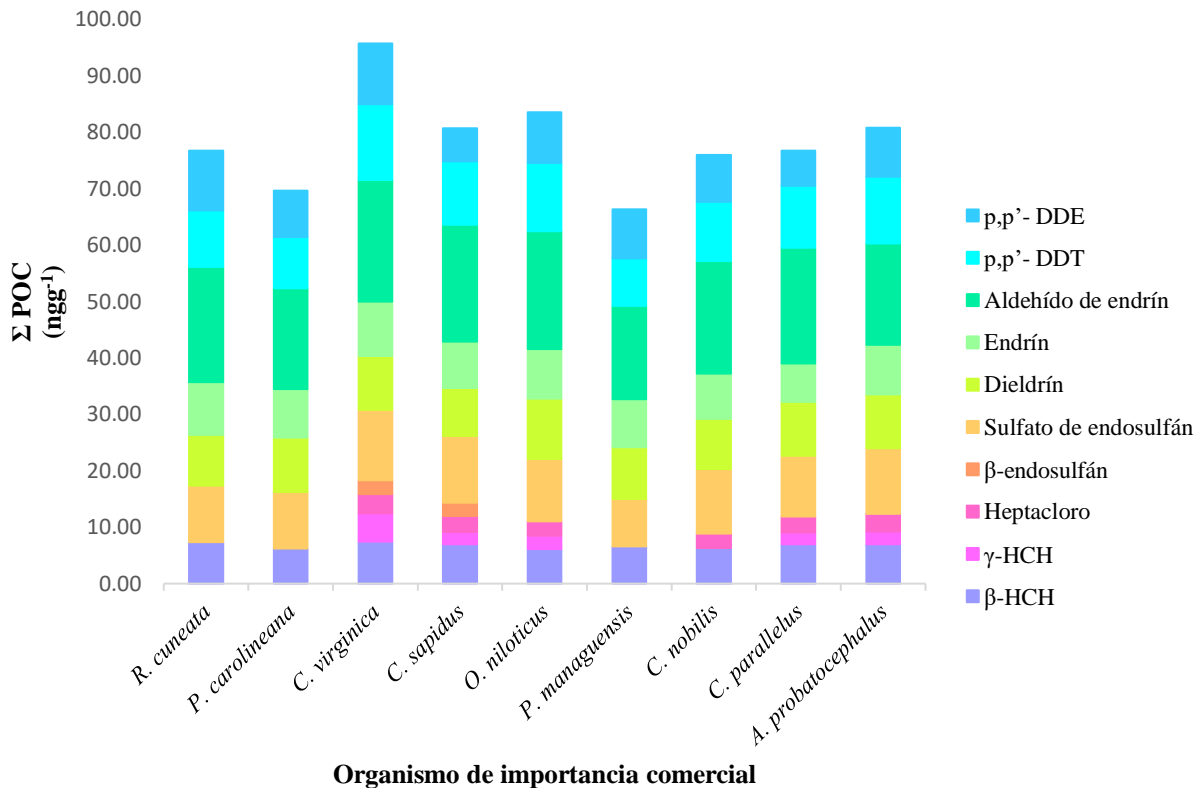
La información anterior refuerza el planteamiento de los eventos degradativos del aldrín a dieldrín en el sistema, y a su aplicación no reciente en zonas aledañas a la laguna, no encontrándose biodisponible en los sedimentos de Alvarado.

El  $\beta$ -HCH fue el isómero del plaguicida hexaclorociclohexano encontrado en los nueve organismos analizados (mediana =  $6.95 \pm 0.47$ ), siendo este el único que se cuantificó en los sedimentos de la laguna de Alvarado. Asociado a que este isómero es el más recalcitrante de los cinco isómeros que conforman al plaguicida comercial lindano, también se ha reportado que el  $\beta$ -HCH es el que mayor tiende a bioacumularse (ATSDR, 2023).

El resto de los hexaclorociclohexanos, anteriormente reportados como no detectados o menores al límite de detección en la matriz sedimentaria, mostraron su presencia cualitativa en la mayoría de los tejidos de los productos pesqueros, a excepción del pez *P. managuensis* en donde no se detectó el isómero  $\alpha$ -HCH. Por otra parte, para el  $\gamma$ -HCH se calcularon concentraciones (mediana =  $2.32 \pm 1.24 \text{ ngg}^{-1}$ ) acumuladas en *C. virginica*, *C. sapidus*, y en los peces *O. niloticus*, *C. parallelus*, y *A. probatocephalus* (**Tabla 23**).

El CODEX es una entidad regulada por la FAO en conjunto con la OMS con el que se busca garantizar alimentos inocuos y de calidad para todas las personas alrededor del planeta.

CODEX (2023) ha enlistado los límites máximos de residuos recomendables de diversas sustancias presentes en diversos alimentos para consumo humano, dentro de las cuales se encuentran algunos plaguicidas organoclorados. Sin embargo, el  $\gamma$ -HCH es el único que cuenta con un reporte para el consumo de pescados, cuya concentración máxima recomendada es de  $10 \text{ ngg}^{-1}$ .



**Fig. 15. Plaguicidas organoclorados presentes en los organismos de importancia comercial estudiados.**

Teniendo en cuenta dicho valor como frontera máxima, las concentraciones acumuladas de  $\gamma$ -HCH en las tres especies de peces para las que se reportó, se encuentran por debajo del valor reportado ( $2.09 - 2.32 \text{ ngg}^{-1}$ ), por lo que su consumo aparentemente no representa un riesgo para sus consumidores.

Sin embargo, la presencia del  $\gamma$ -HCH en los tejidos comestibles de los recursos pesqueros no deja de ser alarmante, no solo para la comunidad biológica del ecosistema lagunar, sino también para los consumidores de estos organismos, ya que este compuesto es el único organoclorado que se encuentra clasificado por la IARC (2022) como carcinógeno para humanos.

Las especies *C. virginica*, *C. sapidus*, *O. niloticus*, *C. nobilis*, *C. parallelus* y *A. probatocephalus* mostraron acumulación de heptacloro (mediana =  $2.83 \pm 0.33 \text{ ngg}^{-1}$ ), plaguicida reportado en los sedimentos de la laguna de Alvarado en concentraciones por debajo de su límite de detección ( $<1.76 \text{ ngg}^{-1}$ ) (Tabla 23).



El heptacloro es un insecticida organoclorado que por eventos de oxidación da como resultado a su metabolito epóxido de heptacloro (ATSDR, 2007), el cual no fue detectado ni en sedimentos, ni en las especies de almejas *R. cuneata* y *P. carolineana*, así como en la especie de pez *P. managuensis*; mientras que en el resto de los recursos pesqueros se encuentra por debajo del límite de detección ( $< 1.54 \text{ ngg}^{-1}$ ).

Considerando la  $\Sigma\text{POC}$  de cada uno de los organismos se logró identificar en cuales se encontró la mayor diversidad y concentración de los plaguicidas organoclorados (**Fig. 15**).

En el ostión *C. virginica* se cuantificó la mayor concentración de organoclorados ( $\Sigma\text{POC} = 95.77 \text{ ngg}^{-1}$ ), que en conjunto con la jaiba *C. sapidus* ( $\Sigma\text{POC} = 80.73 \text{ ngg}^{-1}$ ) mostraron los diez plaguicidas determinados para la biota de la laguna de Alvarado (**Fig. 15**).

Las concentraciones reportadas en estos organismos pueden deberse a su estrecha relación con los sedimentos, ya que son animales epibentónicos mantienen contacto directo con esta matriz abiótica contaminada por plaguicidas organoclorados, según lo indican los resultados de este estudio; aunque también puede deberse a sus hábitos alimenticios (**Tabla 22**).

A diferencia de *C. virginica*, que es un organismo sésil y filtrador que puede incorporar a sus tejidos partículas en suspensión en la columna de agua; las jaibas presentan una amplia variedad de fuentes de alimentación. Si bien pueden adquirir alimento del detritus de sedimentos fangosos y de materia vegetal del bentos, cuando existen las condiciones prefieren depredar otros macroinvertebrados bentónicos, incluyendo juveniles de la misma especie por parte de los adultos de mayor tamaño, así como peces de talla pequeña (Laughlin, 1982; Rosas *et al.*, 1994; Carpenter, 2002).

Debido al oportunismo que presenta la especie *C. sapidus*, no se descarta la probabilidad de que las concentraciones de los plaguicidas organoclorados acumuladas en sus tejidos sean debido a su transferencia trófica, y su bioacumulación.

Para el grupo de los peces evaluados en esta tesis, la especie de tilapia *O. niloticus* fue el pez en que se mostró la  $\Sigma$ POC más elevada ( $83.55 \text{ ngg}^{-1}$ ); sin embargo, presentó una diversidad menor de plaguicidas organoclorados acumulados, ya que a diferencia de los dos organismos anteriores, en este no se cuantificó el xenobiótico  $\beta$ -endosulfán.

La especie *O. niloticus* es un organismo bentopelágico, es decir, que se encuentra nadando sobre los fondos marinos principalmente en busca de su alimento, ya que se alimenta preferencialmente del detritus de los sedimentos, así como del perifiton del fondo acuático de materia vegetal presente en el fitoplancton, aunque se ha reportado como un organismo omnívoro por su consumo de zooplancton y de pequeños invertebrados (Carpenter, 2002; Lamboj, 2004; CONABIO, 2017). Dicha relación con el bentos podría explicar la diversidad y concentraciones similares de plaguicidas organoclorados que los invertebrados epibentónicos discutidos anteriormente.

La misma diversidad de plaguicidas presentada por la especie de tilapia discutida en el párrafo anterior, fue presentada por la muestra correspondiente al sargo (*A. probatocephalus*) ( $\Sigma$ POC =  $80.77 \text{ ngg}^{-1}$ ), así como por los ejemplares de chucumites identificados como *C. parallelus* ( $\Sigma$ POC =  $76.75 \text{ ngg}^{-1}$ ).

La especie *A. probatocephalus* corresponde a pez carnívoro de gran talla, el cual se encuentra principalmente asociado a arrecifes, llegando a encontrarse en sitios salobres en donde haya fuentes de alimento, principalmente organismos sésiles como moluscos y crustáceos (Carpenter, 2002). Debido a que este organismo no se encuentra estrechamente asociado al sedimento, la acumulación de plaguicidas organoclorados puede deberse principalmente por transferencia trófica, pues en la laguna de Alvarado abundan bancos ostrícolas en los cuales puede encontrar alimento, así como a través de la depredación de las jaibas presentes, ya que se han encontrado en su dieta crustáceos de la familia Portunidae (Lieske y Myers, 1993).

Por otra parte, el pez *C. parallelus* es un pez epibentónico de fondos blandos y poco profundos, en donde encuentra su principal alimento que son los camarones y langostinos, los cuales son organismos epibentónicos asociados a sedimentos fangosos, aunque también se alimenta de peces pequeños (Carpenter, 2002). Si bien en este trabajo no fueron considerados, en la laguna de

Alvarado se comercializa el camarón prieto (*Macrobrachium acanthurus*) (Botello *et al.*, 2017), el cual podría ser presa de este pez.

Sucesivamente, en los tejidos comestibles del ronco amarillo (*C. nobilis*) se encontró una diversidad de ocho plaguicidas organoclorados ( $\Sigma\text{POC} = 75.95 \text{ ngg}^{-1}$ ), que en comparación con los organismos discutidos inmediatamente anterior, no se registró el  $\gamma$ -HCH en concentraciones cuantificables. Esta especie de pez es demersal en sedimentos tanto arenosos como fangosos poco profundos, por lo que la incorporación de particulado fino contaminado puede efectuarse derivado de la respiración branquial. Sin embargo, la dieta de este organismo es preferencialmente por el zoobentos, reportándose el consumo de crustáceos, así como de peces pequeños, y en menor proporción de detritus (Carpenter, 2002), lo que sugiere que sus concentraciones se deban a la transferencia trófica de organismos bentónicos asociados a los sedimentos contaminados por plaguicidas organoclorados de la laguna de Alvarado.

Las dos especies de almejas (*R. cuneata* y *P. carolineana*), y la especie introducida del pez *P. managuensis* fueron los organismos que presentaron la más baja diversidad de plaguicidas organoclorados, coincidiendo con los siete compuestos que se cuantificaron en los sedimentos. Sin embargo, las concentraciones acumuladas fueron diferentes, *R. cuneata* fue la almeja que mayores concentraciones de plaguicidas presentó ( $\Sigma\text{POC} = 76.79 \text{ ngg}^{-1}$ ), seguida por *P. carolineana* ( $\Sigma\text{POC} = 69.69 \text{ ngg}^{-1}$ ), y por último la especie de pez *P. managuensis* ( $\Sigma\text{POC} = 66.34 \text{ ngg}^{-1}$ ).

Tanto *R. cuneata* como *P. carolineana* son suspensívoras y pertenecen a la infauna de fondos lodosos (Carpenter, 2002; García-Cubas y Reguero, 2007) por lo que su relación con el sedimento es mucho más estrecha que los otros organismos bentónicos identificados, lo que podría estar involucrado en su biodisponibilidad directa de los xenobióticos presentes en los sedimentos lagunares contaminados.

Con relación al pez bentopelágico *P. managuensis*, su concentración y cantidad de plaguicidas organoclorados se puede deber principalmente a su dieta, ya que a diferencia de todos los organismos identificados, estos peces tienen preferencia por el consumo de otros peces, y no frecuentemente de macroinvertebrados bentónicos (CONABIO, 2017), por lo que sus

contaminantes acumulados posiblemente se deben a la transferencia trófica de los organismos poco vinculados con la matriz sedimentaria.

### ***3.8.1 Comparación de resultados con otros reportes plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos.***

Hasta ahora, el trabajo de Palmerín *et al.* (2014) había sido el único reporte en que se incorporó la detección de plaguicidas organoclorados en tejidos de organismos, correspondiendo estos a cuatro especies de bivalvos de la laguna de Alvarado. Por otro lado, los trabajos sobre plaguicidas organoclorados en tejidos de jaibas y peces son ausentes en esta área estudio, por lo que los datos obtenidos en esta tesis se compararon con la información acorde reportada para otras lagunas del Golfo de México.

Palmerín *et al.* (2014) registraron la presencia de 15 de los plaguicidas organoclorados en tejidos comestibles de *C. virginica* (**Tabla 24**), siendo el  $\beta$ -endosulfán el único plaguicida no detectado. Esta información contrasta con la presentada en los resultados de esta tesis, pues se obtuvo la cuantificación de dicho organoclorado en los tejidos de este ostión ( $2.52 \text{ ngg}^{-1}$ ).

A pesar de haber cuantificado una diversidad menor de plaguicidas organoclorados en los tejidos del ostión, en este trabajo se registraron concentraciones más altas que en Palmerín *et al.* (2014), destacando la concentración de aldehído de endrín ( $21.62 \text{ ngg}^{-1}$ ), la cual es casi dos veces más a la concentración previamente reportada ( $12.27 \text{ ngg}^{-1}$ ). Por otro lado, las concentraciones máximas de los plaguicidas organoclorados dieldrín y *p,p'*-DDT se encontraron en menores concentraciones que las previamente reportadas.

Capparelli *et al.* (2023) reportaron la presencia de plaguicidas organoclorados en tejidos de *C. virginica* de la laguna de Términos, Campeche. El número de plaguicidas que cuantificaron fue menor al que se reportó en esta tesis, sin embargo, evidenciaron la acumulación de  $\alpha$ -endosulfán ( $182.19 \text{ ngg}^{-1}$ ) y *p,p'*-DDD ( $124.61 \text{ ngg}^{-1}$ ) en los tejidos del ostión, compuestos que no fueron cuantificados en este trabajo.

Es importante resaltar que para los ostiones de *C. virginica* de la laguna de Términos no fueron cuantificadas concentraciones de lindano (**Tabla 24**), mientras que para los de Alvarado se

obtuvieron un valor de  $5 \text{ ngg}^{-1}$ , por lo que la población de Alvarado es más vulnerable a la posible exposición por consumo de este compuesto carcinógeno para humanos.

El trabajo de Palmerín *et al.* (2014) reportaron 12 plaguicidas organoclorados en tejidos de la almeja *R. cuneata*, mientras que para el presente trabajo se cuantificaron siete. Es relevante destacar la acumulación del compuesto  $\beta$ -HCH ( $7.32 \text{ ngg}^{-1}$ ), pues en el reporte citado no fue detectado.

En esta tesis se obtuvieron concentraciones más altas para el dieldrín, endrín, y aldehído de endrín, mientras que para el sulfato de endosulfán y el *p,p'*-DDT se obtuvieron concentraciones menores a las reportadas por Palmerín *et al.* (2014), así como la ausencia de aldrín en los tejidos analizados de la almeja *R. cuneata* (**Tabla 24**).

Por otro lado, Palmerín *et al.* (2014) identificaron ocho plaguicidas organoclorados en los tejidos del bivalvo *P. carolineana*, coincidiendo con esta tesis únicamente con la presencia del sulfato de endosulfán, dieldrín, y *p,p'*-DDT, cuyas concentraciones estuvieron por encima de los valores previamente reportados (**Tabla 24**). También es relevante enfatizar que en este trabajo, se cuantificó al  $\beta$ -HCH, así como de endrín, aldehído de endrín, y *p,p'*-DDE en los tejidos comestibles de esta almeja, mientras que Palmerín *et al.* (2014) los reporta como no detectados.

Ponce-Vélez y Botello (2018) reportaron valores de plaguicidas organoclorados para tres especies de jaibas de la laguna El Yucateco, Tabasco, dentro de las cuales se encuentra *C. sapidus*. De manera general, las concentraciones reportadas no superaron los  $2.7 \text{ ngg}^{-1}$  (**Tabla 24**), correspondiendo este valor máximo al sulfato de endosulfán. Dicha situación sugiere que las jaibas analizadas de la laguna de Alvarado presentaron concentraciones más altas de plaguicidas organoclorados, pues para este organismo se encontraron hasta de  $20.7 \text{ ngg}^{-1}$  de aldehído de endrín.

En contraste con esta tesis, Cepeda-Aldana (2023) reportó respuestas analíticas para todos los organoclorados en los tejidos de la jaiba *C. sapidus* de la laguna de Sontecomapan, Veracruz; mientras que los resultados de esta tesis, respecto a estos organismos para laguna de Alvarado, señalan la ausencia de *p,p'*-DDD debido a que no se encuentra biodisponible, pues no fue detectado en la matriz sedimentaria.

**Tabla 24. Reportes previos de plaguicidas organoclorados en organismos de la laguna de Alvarado, y de otras lagunas del Golfo de México.**

Concentración de plaguicidas organoclorados (ngg <sup>-1</sup> )	Estudio	Palmerín <i>et al.</i> (2014)			Ponce-Vélez y Botello (2018)		Cepeda-Aldana (2023)		Capparelli <i>et al.</i> (2023)
	Área de estudio	Laguna de Alvarado, Veracruz			Laguna El Yucateco, Tabasco		Laguna de Sontecomapan, Veracruz		Laguna de Términos, Campeche
	Instrumento analítico	GC-ECD			GC-ECD		GC-MS/MS		GC-MS/MS
Organismo	<i>C. virginica</i>	<i>R. cuneata</i>	<i>P. carolineana</i>	Jaibas* Peces**		<i>C. sapidus</i>	<i>C. paralletus</i>	<i>C. virginica</i>	
$\alpha$ -HCH	0.63 - 0.65	ND - 0.49	ND	< 0.01	0.4	< LD	< LD	1.09 - 2.53	
$\beta$ -HCH	ND - 1.30	ND	ND	0.2	0.2	1.3	5.6	< LD	
$\delta$ -HCH	ND - 0.44	ND - 0.37	0.31	0.4	2	3.1 - 4.2	2.8	< LD - 2.25	
$\gamma$ -HCH	0.32 - 0.41	ND	0.20	0.03	0.1	1.9 - 6.2	2.6	< LD	
Heptacloro	2.70 - 2.72	ND	0.54	0.04	1.2	< LD - 6.9	< LD	6.26 - 6.71	
Epóxido de heptacloro	2.12 - 2.21	0.51 - 4.22	0.37	0.3	0.5	< LD - 0.8	0.9	< LD	
$\alpha$ -endosulfán	ND - 1.27	1.72 - 9.10	ND	0.3	0.7	395.6 - 582.2	37.9	< LD - 182.19	
$\beta$ -endosulfán	ND	1.21 - 4.92	ND	0.3	0.6	< LD - 1.4	1.2	< LD	
Sulfato de endosulfán	ND - 0.22	1.50 - 22.40	1.35	2.7	5.4	2.4 - 3.2	2.9	< LD - 6.37	
Aldrín	0.56 - 4.84	ND - 0.31	ND	< 0.01	1.5	1.3 - 3.7	5.1	< LD	
Dieldrín	ND - 12.27	0.94 - 1.74	1.67	0.5	0.6	< LD - 68.2	121.2	< LD	
Endrín	ND - 0.86	0.72 - 2.83	ND	< 0.01	0.5	16.7 - 119.6	181	< LD	
Aldehído de endrín	ND - 12.27	ND - 3.17	ND	0.5	0.4	7.3 - 20	17.5	< LD	
<i>p,p'</i> - DDT	ND - 16.69	3.22 - 19.91	7.86	0.7	1.9	9.9 - 17.6	14.4	1.22 - 1.75	
<i>p,p'</i> - DDE	ND - 10.55	ND	ND	0.1	0.7	2.1 - 4.7	< LD	< LD	
<i>p,p'</i> - DDD	ND - 5.09	ND - 5.76	1.40	0.2	0.3	< LD - 34.9	17.7	< LD - 124.61	

ND = no detectado; < LD = menor al límite de detección

\* = *Callinectes sapidus*, *C. similis* y *C. rathbunae*

\*\* = Cíclidos, mugílidos, centropómidos, carángidos, aridos, y lepisosteidos.

Los datos reportados por Cepeda-Aldana (2023) mostraron valores de plaguicidas organoclorados acumulados en tejidos de la jaiba *C. sapidus* en un intervalo de 1.3 a 582 ngg<sup>-1</sup> correspondientes al contaminante aldrín y al  $\alpha$ -endosulfán, respectivamente. Enfatizando, la mayoría de los compuestos cuantificados en las jaibas de la laguna de Sontecomapan muestran valores más altos que los que se cuantificaron para las de Alvarado, exceptuando el  $\beta$ -HCH, el sulfato de endosulfán, y el aldehído de endrín (**Tabla 24**).

Por otra parte, Ponce-Vélez y Botello (2018) reportaron concentraciones de plaguicidas organoclorados en diversas familias ictiológicas de la laguna El Yucateco, dentro de los cuales podría existir alguna coincidencia en las especies identificadas en este trabajo (**Tabla 24**).

De manera general, los autores del trabajo previamente citado determinaron 16 plaguicidas organoclorados en los tejidos de peces analizados, sin embargo, las concentraciones reportadas no superaron los  $5.4 \text{ ngg}^{-1}$ , cifra máxima correspondiente al sulfato de endosulfán (**Tabla 24**).

En comparación con los resultados de esta tesis, se obtuvo una menor variedad de plaguicidas organoclorados en los peces, pero estos se cuantificaron en un intervalo de  $2.09 - 20.87 \text{ ngg}^{-1}$ , reflejando de esta forma que la ictiofauna de la laguna de Alvarado podría presentar mayores concentraciones de plaguicidas organoclorados en sus tejidos que los de la laguna El Yucateco.

Por último, Cepeda-Aldana (2023) cuantificó 13 plaguicidas organoclorados en la especie de pez *C. parallelus* (**Tabla 24**), siendo el xenobiótico endrín reportado en una concentración elevada de  $181 \text{ ngg}^{-1}$ , mientras que para el estudio presente se cuantificaron  $6.83 \text{ ngg}^{-1}$  para dicho compuesto, presentando una situación similar con el compuesto dieldrín. Sin embargo, las concentraciones halladas de aldehído de endrín son más altas para los peces *C. parallelus* de la laguna de Alvarado ( $19.21 \text{ ngg}^{-1}$ ) que los analizados en la laguna de Sontecomapan ( $17.5 \text{ ngg}^{-1}$ ).

A través de la comparación anterior de los resultados obtenidos con algunos reportes previos de plaguicidas organoclorados en organismos costeros se pone en evidencia la vulnerabilidad de estos recursos a la biodisponibilidad de estos tóxicos, así como el posible riesgo en que se encuentra la población, principalmente del Golfo de México que consume de manera frecuente estos productos pesqueros.

### ***3.9 Factor de acumulación de sedimentos en la biota***

Mediante los cálculos del BSAF para cada uno de los siete plaguicidas organoclorados cuantificados tanto en sedimentos como en los tejidos de los organismos (**Tabla 25**) se determinó la bioacumulación de estos contaminantes en los tejidos de los organismos derivado de la biodisponibilidad presente en los sedimentos de la laguna de Alvarado, pues todos los organismos mostraron resultados que superan el valor de establecido ( $\text{BSAF} > 1$ ).

**Tabla 25. BSAF obtenido para cada plaguicida presente en los tejidos de los organismos estudiados.**

		<i>R. cuneata</i>	<i>P. carolineana</i>	<i>C. virginica</i>	<i>C. sapidus</i>	<i>C. nobilis</i>	<i>C. parallelus</i>	<i>P. managuensis</i>	<i>O. niloticus</i>	<i>A. probatocephalus</i>
Plaguicida organoclorado	$\beta$ -HCH	1.2	1.0	1.3	1.2	1.1	1.2	1.1	1.0	1.2
	Sulfato de endosulfán	1.3	1.3	1.6	1.5	1.4	1.4	1.1	1.4	1.5
	Dieldrín	1.3	1.4	1.4	1.3	1.3	1.4	1.3	1.6	1.4
	Endrín	1.5	1.4	1.6	1.3	1.3	1.1	1.4	1.4	1.4
	Aldehído de endrín	1.4	1.2	1.5	1.4	1.4	1.4	1.1	1.4	1.2
	<i>p,p'</i> - DDT	1.8	1.7	2.5	2.1	1.9	2.0	1.5	2.2	2.2
	<i>p,p'</i> - DDE	1.6	1.3	1.6	0.9	1.3	1.0	1.3	1.4	1.3
BSAF total		1.4	1.3	1.6	1.4	1.4	1.3	1.2	1.5	1.4

BSAF > 1 = el plaguicida biodisponible en el sedimento se está bioacumulando

La información anterior completamente los planteamientos que consideran a los sedimentos como una fuente de contaminación de compuestos persistentes, y se vincula con la información obtenida en los cocientes de riesgo hacia la comunidad bentónica por la presencia de estos organoclorados en los sedimentos, reflejando la vulnerabilidad en la que se encuentran los organismos que habitan en esta laguna.

El organismo que presentó el valor más alto fue el ostión *C. virginica* (BSAF = 1.6), organismo filtrador que al ser sésil en la matriz sedimentaria, se encuentra más susceptible a bioacumulación de diversos contaminantes, razón por la cual los ostiones de este género se han considerado biomonitores de diversos contaminantes (Páez-Osuna y Osuna-Martínez, 2011).

Por otra parte, el organismo que presentó el menor valor de bioacumulación asociada al sedimento fue el pez *P. managuensis* (BSAF = 1.2), reforzando la idea de que es un organismo poco asociado al sedimento, por lo que posiblemente sus contaminantes acumulados se obtienen por la ingesta de alimento. Por lo anterior, es necesario enfatizar que no en todos los casos se recomienda la incorporación del BSAF, pues es probable que los resultados no sean congruentes con la ecología



reportada para el organismo estudiado, sobre todo en aquellas especies que no mantienen un vínculo estrecho con los sedimentos.

El plaguicida organoclorado que mostró los valores más altos de BSAF en los organismos de importancia comercial fue el p,p'- DDT, lo que confirma lo discutido anteriormente en cuestión de su alta liposolubilidad en los tejidos comestibles analizados.

### ***3.10 Escenario hipotético de transferencia ambiental de los plaguicidas organoclorados***

A partir de los niveles tróficos reportados por las bases de datos abiertas FishBase y SeaLifeBase, en conjunto con los datos de acumulación de plaguicidas organoclorados para especies pesqueras, se planteó un escenario hipotético de transferencia ambiental de los plaguicidas organoclorados.

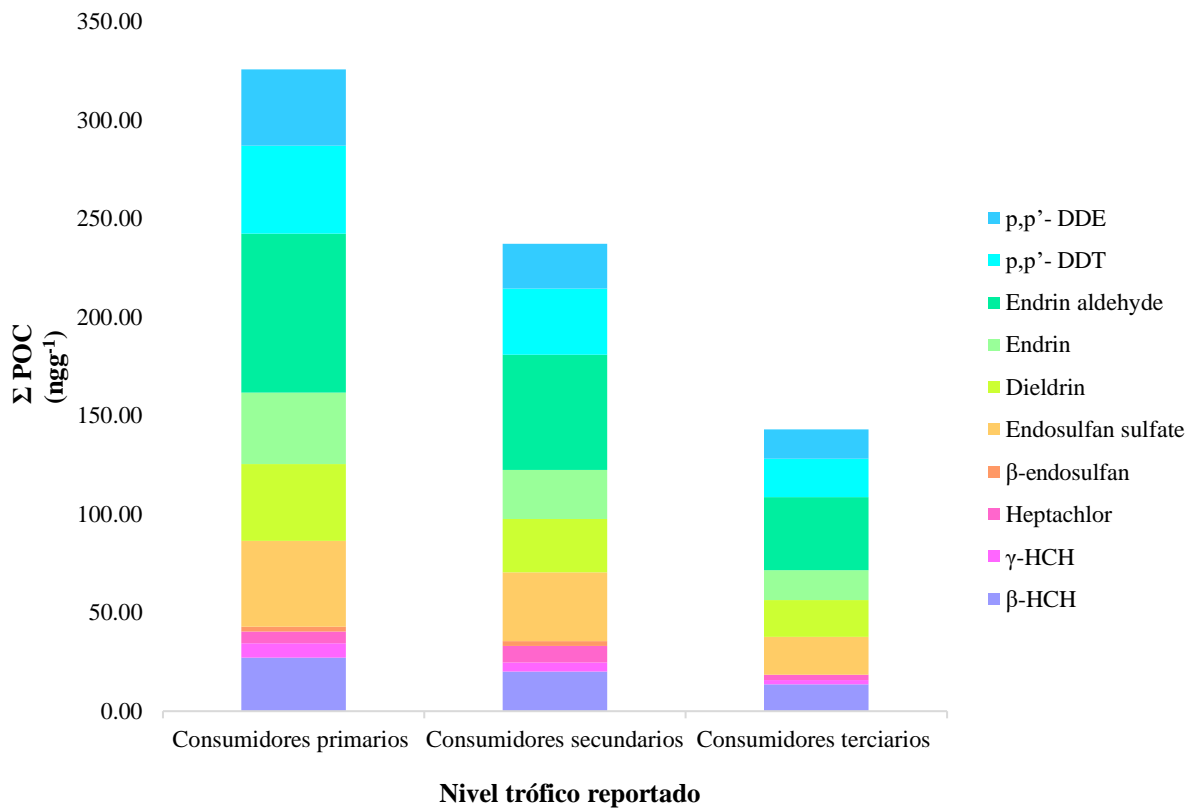
Dentro de los consumidores primarios según su valor reportado (Nivel 2) estuvieron los organismos suspensívoros *R. cuneata*, *P. carolineana*, *C. virginica*, así como el pez *O. niloticus* por sus hábitos detritívoros y herbívoros (**Fig. 16**).

Los organismos reportados en el Nivel 3, correspondiente a los consumidores secundarios, fueron *C. sapidus*, *C. nobilis*, y *A. probatocephalus*, mientras que los peces *C. parallelus* y *P. managuensis* se consideraron como consumidores terciarios debido al nivel trófico reportado (Nivel 4) (**Fig. 16**).

Este escenario preliminar, muestra la posible biotransferencia a los recursos pesqueros de los plaguicidas organoclorados presentes en la laguna de Alvarado, principalmente de los sedimentos hacia los organismos de importancia pesquera.

En los consumidores primarios se encontró la misma diversidad de contaminantes organoclorados que la de los consumidores secundarios, pero con concentraciones mayores derivado a su directa exposición a los sedimentos contaminados, según lo refleja los valores del factor de bioacumulación (**Tabla 25**).

La hipótesis anterior podría indicar que la bioacumulación de los xenobióticos encontrados en los consumidores secundarios posiblemente sea por transferencia trófica derivada de la ingesta de consumidores primarios. Es probable que su condición epibentónica o bentopelágica también este ligado a la transferencia de plaguicidas, pues los resultados del factor de bioacumulación sugieren que están en contacto con los sedimentos considerados fuente secundaria de plaguicidas organoclorados. Sin embargo, estos organismos se desplazan en la laguna, pudiendo ir a sitios menos contaminados en donde disminuya su exposición.



**Fig. 16. Plaguicidas organoclorados acumulados en los tres niveles tróficos de los recursos pesqueros analizados.**

Por otra parte, los consumidores terciarios se encuentran representados por especies que prefieren la depredación de organismos de niveles tróficos inferiores, y en menor medida al consumo de las especies de ordenes alimenticios basales. Las concentraciones de plaguicidas organoclorados para estos consumidores superiores se encuentran por debajo que los otros dos niveles tróficos (**Fig. 16**), lo que podría reforzar la idea de que los contaminantes acumulados se derivan principalmente

de la ingesta y no de su cercanía a la matriz sedimentaria, ya que obtuvieron valores de BSAF bajos (1.2 – 1.3).

La literatura sobre procesos tróficos informa sobre la importancia de los análisis de isótopos estables, que puede ser complementario a la revisión de contenido estomacal del organismo, ya que este enfoque confiable permite vislumbrar el tipo de alimento asimilado en una escala mayor de tiempo, dependiendo del tejido, logrando estimar posiciones tróficas más acertadas (Codron *et al.*, 2012).

Mancinelli *et al.* (2013) concluyeron que los datos proporcionados por FishBase representan una fuente adecuada de datos sobre la ecología de peces comparables con la información más precisa que brinda la isotopía estable, por lo que el uso de estos datos en esta propuesta de un escenario hipotético podría no estar tan alejada de las interacciones ecológicas entre las especies pesqueras de la laguna de Alvarado.

## **4 Conclusiones**

Se determinó la concentración de plaguicidas organoclorados en sedimentos y en tejidos de organismos de importancia ecológica y pesquera de la laguna de Alvarado en el Golfo de México, cumpliendo así con el objetivo general planteado en esta tesis.

Los sedimentos de la laguna de Alvarado se distribuyeron de forma heterogénea, dando como resultado una transición en la texturas sedimentaria según la energía deposicional de los sitios que favoreció el depósito de cada partícula sedimentaria. Cabe mencionar, que las arcillas predominaron en los sedimentos de este sistema fluvio-lagunar.

No se encontró relación estadística entre el contenido de materia orgánica con los sedimentos finos, posiblemente a un estado insuficiente de degradación y fácilmente asimilable por los organismos de la laguna, imposibilitando que el carbono orgánico se asocie a los sedimentos.

En la laguna de Alvarado, se cuantificó el 44% de los plaguicidas organoclorados establecidos como universo de búsqueda, los cuales se encontraron distribuidos homogéneamente en los

sedimentos lagunares. Dicha distribución de los plaguicidas organoclorados estadísticamente estuvo asociada a la presencia de partículas finas sedimentarias, debido a que estas partículas ofrecen una mayor área para adsorción para los contaminantes orgánicos.

El aldehído de endrín fue el plaguicida organoclorado para el que se cuantificaron las más altas concentraciones para la laguna de Alvarado. El endrín también fue detectado en la matriz sedimentaria de este sitio Ramsar, situación alarmante debido los efectos avicidas que presenta este plaguicida.

Por otra parte, el *p,p'*-DDT fue el compuesto que se determinó en menores concentraciones en los sedimentos de la laguna de Alvarado, y se evidenció la existencia de condiciones aerobias que han favorecido la transformación preponderante hacia *p,p'*-DDE.

Los resultados del cociente *p,p'*-DDT/ *p,p'*-DDE sugirieron que para este ecosistema costero mexicano ha habido aportes recientes del insecticida DDT, el cual está catalogado en nuestra legislación para uso restringido solamente para campañas de control de vectores de enfermedades.

Dentro de los compuestos detectados, se encontró al  $\beta$ -HCH indicando el uso antiguo de lindano, plaguicida asociado a actividades agropecuarias, las cuales son de gran relevancia en la región de Alvarado.

El sulfato de endosulfán también se registró acumulado en los sedimentos del área de estudio, de igual forma que aldrín y dieldrín, siendo este último el plaguicida cuyo cociente de riesgo sugiere que es una probable amenaza para la comunidad bentónica del sistema, requiriendo medidas de mitigación emergentes.

El cociente de riesgo promedio de sedimentos indicó una probable amenaza por los plaguicidas organoclorados para los organismos bentónicos de la laguna de Alvarado. Estos resultados reflejan la vulnerabilidad que tiene esta laguna costera del Golfo de México, requiriendo el análisis y establecimiento de políticas públicas para el uso agropecuario y sanitario de estos y otros plaguicidas, los cuales continúan siendo detectados en el ambiente.

Se identificaron nueve especies de importancia comercial en donde se determinó la presencia y concentración del 62% de plaguicidas organoclorados en sus tejidos comestibles, cuyos valores y diversidad más elevados de estos compuestos los presentó el ostión *C. virginica* y la especie de tilapia introducida *O. niloticus*.

El organoclorado aldehído de endrín fue el compuesto que presentó las mayores concentraciones en los organismos de importancia comercial de la laguna de Alvarado, así como de los reportes con los que se comparó esta información.

La presencia de  $\gamma$ -HCH en los tejidos comestibles de organismos con fines comerciales podría comprometer la salud de sus consumidores, ya que este organoclorado es carcinogénico en humanos.

Los valores de BSAF confirmaron la bioacumulación que presentan los plaguicidas organoclorados en los tejidos de los organismos, derivado de la disponibilidad de estos en los sedimentos. Esta información es vinculante con los resultados de calidad sedimentaria y de cociente de riesgo mencionados, ya que pone en evidencia la vulnerabilidad que presenta la comunidad bentónica, y es extrapolable a los organismos asociados a los fondos lagunares, ante la presencia de sedimentos contaminados por plaguicidas organoclorados.

En general, los tejidos comestibles de los recursos pesqueros estudiados bioacumulaban una diversidad mayor de plaguicidas organoclorados que las identificadas en los sedimentos.

Los organismos epibentónicos (*C. virginica* y *C. sapidus*) mostraron mayores concentraciones de plaguicidas, mientras que las variaciones presentes en los demás organismos posiblemente sean a causa de la transferencia trófica, y de su baja proximidad al sedimento según sus hábitos alimenticios.

## 5 Referencias

Aigner, E.J., Leone, A.D., and Falconer, R.L. (1998). Concentrations and enantiomeric ratios of organochlorine pesticides in soils from the U.S. Corn Belt. *Environ Sci Technol* 32(9),1162-1168. <http://doi.org/10.1021/es970750h>

Albert, L.A. (2014). Los plaguicidas y sus riesgos para el ambiente. En: Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Benítez, J.A. y Gold-Bouchot, G., (eds.), Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Universidad Autónoma de Campeche, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados Unidad Mérida. pp. 183- 212. ISBN 978-607-7887-71-3. 285-308.

Albert, L.A., y Benítez, J.A. (2005). Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros. En: Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Benítez, J.A. y Gold-Bouchot, G., (eds.), Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Universidad Autónoma de Campeche, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados Unidad Mérida. pp. 157-176. ISBN 978-607-7887-71-3.

Albert, L.A., y Viveros, A.D. (2019). Plaguicidas y Ambiente. Xalapa, Veracruz: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas para México.

Aldana-Aranda, D., M. Enríquez-Díaz, and Elías-Gutiérrez (eds.), Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Al-Marsi, M. G., Rasheed, M., and Alawi, M. (2009). Degradation of organochlorine pesticides in carbonate sediments from the Aqaba Gulf, Red Sea. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 3 (4), 147-158. <https://doi.org/10.3923/rjet.2009.147.158>

ATSDR. (2007). Toxicological Profile for Heptachlor and Heptachlor Epoxide. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp12.pdf>

ATSDR. (2015). Toxicological Profile for Endosulfan. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp41-p.pdf>

ATSDR. (2021). Toxicological Profile for Endrin. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp89.pdf>

ATSDR. (2022a). Toxicological Profile for Aldrin and Dieldrin. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp1.pdf>

ATSDR. (2022b). Toxicological Profile for DDT, DDE and DDD. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp35.pdf>

ATSDR. (2023). Toxicological Profile for Hexachlorocyclohexane. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp43.pdf>

Baqueiro-Cárdenas, E., J., Bello-Pineda, I., Martínez-Morales, P., San Martín-Del Ángel, I., Hernández-Herrera, F., Lango-Reynoso, M., Enríquez-Díaz and D. Aldana-Aranda. (2013). Estrategias poblacionales del ostión americano *Crassostrea virginica* del Estado de Veracruz. En: Aldana-Aranda, D., M. Enríquez-Díaz, and Elías-Gutiérrez (eds.), Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Bejarano-González, F. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México. En: Bejarano-González (ed.), Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México, Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C. (RAPAM), pp. 13 – 138.

Botello, A.V., De la Lanza-Espino, G., y Villanueva, S. (2017). Monografía ambiental del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, México. LM editors.

Botello, A.V., Rueda-Quintana, V., Diaz, G.G., y Toledo, A. (2000). Persistent Organochlorine Pesticides (POPs) in Coastal Lagoons of the Subtropical Mexican Pacific. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 64, 390-397. <https://doi.org/10.1007/s001280000013>

Botello, A.V., Villanueva, F.S., Rivera, R.F., Velandia, A.L., y De la Lanza, G.E. (2018). Analysis and tendencies of metals and POPs in a sediment Core from the Alvarado Lagoon System (ALS), Veracruz, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75 (1), 157-173. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0516-z>

Buchman, M.F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R.

Calva-Benítez, L.G., y Torres-Alvarado, M.R. (1998). Plaguicidas organoclorados. *Contactos* 30, 35–46.

Calva-Benítez, L.G., y Torres-Alvarado, M.R. (2011). Textura de sedimentos y carbono orgánico en el sistema costero lagunar Alvarado, Veracruz. *Contactos* 81, 11-16.

Calvet, R. (1989). Adsorption of organic chemicals in soils. *Environmental health perspectives*, 83, 145-177. <https://doi.org/10.1289%2Fehp.8983145>

Capolupo, M., Franzellitti, S., Kiwan, A., Valbonesi, P., Dinelli, E., Pignotti, E., Birke, M., and Fabbri, H. 2017. A comprehensive evaluation of the environmental quality of a coastal lagoon (Ravenna, Italy): Integrating chemical and physiological analyses in mussels as a biomonitoring strategy. *Science of The Total Environment*, 598, 146-159.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.119>.

Capparelli, M.V., Ponce-Vélez, G., Dzul-Caamal, R., Rodriguez-Cab, E.M., Cabrera, M., Lucas-Solis, O., and Moulatlet, G.M. (2023). Multi-level responses of oysters *Crassostrea virginica* for assessing organochlorine pesticides in a Ramsar coastal lagoon in southern Mexico. *Chemosphere*, 320, 138064. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138064>

Carpenter, K.E. (2002). The living marine resources of the Western Central Atlantic. *FAO and American Society of Ichthyologists and Herpetologists*, (5).

Castañeda-Chavéz, M.R., Lango-Reynoso, F., and Navarrete-Rodríguez, G. (2018). Hexachlorocyclohexanes, Cyclodiene, Methoxychlor, and Heptachlor in Sediment of the Alvarado Lagoon System in Veracruz, Mexico. *Sustainability*, 10 (1), 76.  
<https://doi.org/10.3390/su10010076>

Castro, P. y Huber, M.E. (2007). *Biología Marina*. McGraw-Hill, España.

Cepeda-Aldana, K. (2023). Contaminantes organoclorados en sedimentos y organismos de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. Tesis de Maestría, UNAM. TESIUNAM  
[https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/RK2H635NQ3PDXB8LKJAI82NULN1PSHNCFBV6FTNVNRM6JRR7M-02446?func=full-set-set&set\\_number=006737&set\\_entry=000001&format=999](https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/RK2H635NQ3PDXB8LKJAI82NULN1PSHNCFBV6FTNVNRM6JRR7M-02446?func=full-set-set&set_number=006737&set_entry=000001&format=999)

Che, Y., He, Q., and Lin, W. (2003). The distributions of particulate heavy metals and its indication to the transfer of sediments in the Changjiang Estuary and Hangzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (1), 123-131. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00355-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00355-7)

CICLOPLAFEST. (1991). Catálogo Oficial de Plaguicidas. Disponible en:  
<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PP03/catalogo.pdf>

CODEX. (2023). Índice de plaguicidas. Disponible en: <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/pesticides/es/>

Codron, D., Sponheimer, M., Codron, J., Newton, I., Lanham, J.L., and Clauss, M. (2012). The confounding effects of source isotopic heterogeneity on consumer–diet and tissue–tissue stable isotope relationships. *Physiological ecology*, 169, 939-953. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2274-3>



COFEPRIS. (2016). Catálogo de Plaguicidas. Disponible en:  
<http://siipris03.cofepris.gob.mx/Resoluciones/Consultas/ConWebRegPlaguicida.asp>

Coleman, P.F. and Dolinger, P.M. (1982) Endosulfan monograph number four: environmental health evaluations of California restricted pesticides. Prepared by Peter M. Dolinger Associates, Menlo Park.

CONABIO. (2017). Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México. Disponible en:  
[https://enciclovida.mx/pdfs/exoticas\\_invasoras/Parachromis%20managuensis.pdf](https://enciclovida.mx/pdfs/exoticas_invasoras/Parachromis%20managuensis.pdf)

Contreras, E.F., y Castañeda, L.O. (2004). La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias*, 76, 46-56.

Dahlberg, A., Apler, A., Vogel, L., Wiberg, K., and Josefsson, S. (2020). Persistent organic pollutants in wood fiber–contaminated sediments from the Baltic Sea. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 2471-2483. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02610-6>

De la Lanza-Espino, G., y Lozano, H. (1999). Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica*, 9(1), 15-30.

De Souza, R. M., Seibert, D., Quesada, H. B., de Jesus Bassetti, F., Fagundes-Klen, M. R., and Bergamasco, R. (2020). Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 135, 22–37.  
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>

Devi N.L. (2020) Persistent Organic Pollutants (POPs): Environmental Risks, Toxicological Effects, and Bioremediation for Environmental Safety and Challenges for Future Research. In: Saxena G., Bharagava R. (eds) *Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety*. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7\\_4](https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7_4)

Duodu, G.O., Goonetilleke, A., and Ayoko, G.A. (2017). Factors influencing organochlorine pesticides distribution in the Brisbane River Estuarine sediment, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 123, 349-356. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.022>

Edgar, P.J., Hursthouse, A.S., Matthews, J.E., and Davies, I.M. (2003). An investigation of geochemical factors controlling the distribution of PCBs in intertidal sediments at a contamination hot spot, the Clyde Estuary, UK. *Applied Geochemistry*, 18, 327-338.  
[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00128-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00128-2)

El Nemr, A, Moneer, A A, Khaled, A and EI-Sikaily, A (2012). Contamination and risk assessment of organochlorines in surface sediments of Egyptian Mediterranean coast. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38, 7-21. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2012.08.001>

EPA. (2001). Method 3546: microwave extraction. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3546.pdf>

EPA. (2014). Method 3620C: Florisil Cleanup. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3620c.pdf>

FAO. (1996). Eliminación de Grandes Cantidades de Plaguicidas en Desuso en los Países en Desarrollo. Disponible en: <http://www.fao.org/3/W1604S/w1604s04.htm#cap%C3%ADtulo%201:%20introducci%C3%B3n>

FAO. (2020). Pesticides Use. Disponible en: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>

Folk, R. L. (1974). *Petrology of Sedimentary Rocks*: Austin. Hemphill Publishing Company, 182.

Fu, H., Jian, X., Zhang, W., and Shang, F. A comparative study of method for determining carbonate content in marine and terrestrial sediments. *Marine and Petroleum Geology*, 116, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2020.104337>

García-Cubas, A., y Reguero, M. (1989). Moluscos de la laguna de Alvarado, Veracruz: sistemática y ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 664. Disponible en: <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1989-2/articulo347.html>

García-Cubas, A., y Reguero, M. (2007). *Catálogo ilustrado de moluscos bivalvos del Golfo de México y Mar Caribe*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

García-González, J.A., y Cebrian, A.F. (2006). La interpolación como método de representación cartográfica para la distribución de la población: aplicación a la provincia de Albacete. *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas*, 165-178.

García-Hernández, J., Leyva-Morales, J.B., Martínez-Rodríguez I.E., Hernández-Ochoa, M.I., Aldana-Madrid, M.L., Rojas-García, A.E., Betancourt-Lozano, M., Pérez-Herrera, and Perera-Ríos, J.H. (2018). Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 34, 26-60. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp01.03>

Gaudette, H. E., Flight, W. R., Toner, L., and Folger, D. W. (1974). An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1), 249-253.

Guggenberger, G., Zech, W., Haumaier, L. and Christensen, B.T. (1995). Land-use effects on the composition of organic matter in particle size separates of soil: II. CPMAS and solution <sup>13</sup>C NMR analysis. *Eur. J. Soil Sci.*, 46, 147–158.

Hall, K.E., Ray, C., Ki, S.J., Spokas, K.A., and Koskinen, W.C. (2015). Pesticide sorption and leaching potential on three Hawaiian soils. *Journal of Environmental Management*, 159, 227-234. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.046>

Hesse, P. R. (1971). A textbook of soil chemical analysis. Murray, J. London. 120-309.

Hu, L., Zhang, G., Zheng, B., Qin, Y., Lin, T., and Guo, Z. (2009). Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in surface sediments of the Bohai Sea, China. *Chemosphere* 77, 663–672. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.070>

IARC. (2022). List of classifications by cancer sites with sufficient or limited evidence in humans. Disponible en: [https://monographs.iarc.who.int/wpcontent/uploads/2019/07/Classifications\\_by\\_cancer\\_site.pdf](https://monographs.iarc.who.int/wpcontent/uploads/2019/07/Classifications_by_cancer_site.pdf)

INECC. (2004). Características fisicoquímicas de los plaguicidas y su transporte en el ambiente. Disponible en: [http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/descargas/caracteristicas\\_fyq\\_plaguicidas.pdf](http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/descargas/caracteristicas_fyq_plaguicidas.pdf)

Jones, K.C. and de Voogt, P. (1999). Persistent Organic Pollutants (POPs): State of the Science. *Environmental Pollution*, 100, 209-221. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00098-6)

Katagi, T. (2010). Biocontraction, bioaccumulation, and metabolism of pesticides in aquatic organisms. In:

Whitacre, D.M. (ed) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 204.

Keil, R.G., Montluçon, D.B., Prahl, F.G., and Hedges, J.I. (1994). Sorptive preservation of labile organic matter in marine sediments. *Nature*, 370, 549-552.

Kookana, R.S., and Navarro, D.A. (2022). Pollutants: persistent organic. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 1-12. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00061-6>

Krauss, M., and Wilcke, W. (2002). Sorption strength of persistent organic pollutants in particle-size fractions of urban soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66(2), 430-437. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.4300>

Krohn, C., Jin, J., Ryan, J., Fabijánski, P., Franks, A.E., and Tang, C. (2019). Composition of soil organic matter drives total loss of dieldrin and dichlorodiphenyltrichloroethane in high-value pastures over thirty years. *Science Total Environment*, 691, 135-145. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.497>

Kucuksezgin, F., Pazi, I., Gonul, L.T., and Duman, M. (2016). Organochlorine compounds in surface sediments from the northern coast of Cyprus, EasternMediterranean: Levels, possible sources and potential risk. *Marine Pollution Bulletin*, 109 (1), 591-596. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.034>.

Lamboj, A. (2004). *The Cichlid Fishes of Western Africa*. Birgit Schmettkamp Verlag, Germany. 255 p. ISBN: 392881933X.

Lang, S.C., Mayer, P., Hursthouse, A., Kotke, D., Hand, I., Schulz-Bull, D., and Witt, G. (2018) Assessing PCB pollution in the Baltic Sea - an equilibrium partitioning based study. *Chemosphere*, 191, 886–894. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.073>

Laughlin, R.A. (1982). Feeding habits of the blue crab, *Callinectes sapidus*, in the Apalachicola estuary, Florida. *Bulletin of Marine Science* 32(4):807-822.

Lieske, E. and Myers, R. (1994). *Coral reef fishes: Indo-Pacific & Caribbean*. Haper Collins Publishers, 400 p. ISBN: 0002199742.

Long, E. R., Field, L. J., and MacDonald, D.D. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17(4), 714-727.

Loring, D. H., and Rantala, R T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-science reviews*, 32(4), 235-283.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., and Berger, T. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39(1), 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>

Mancinelli, G., Vizzini, S., Mazzola, A., Maci, S., and Basset, A. (2013). Cross-validation of  $\delta^{15}\text{N}$  and FishBase estimates of fish trophic position in a Mediterranean lagoon: The importance of the isotopic baseline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 77-85.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.04.004>

McDowd II, J., Moore, M. and Widdows, J. (1988). Effects of toxic chemicals in the marine environment: Predictions of impacts from laboratory studies. *Aquatic Toxicology*, 11, 303-311.  
[https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90080-X](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90080-X)

Miller, G.C., and Zepp, R.G. (1979). Photoreactivity of aquatic pollutants sorbed on suspended sediments. *Environ Sci Technol.* 13(7),860-863. <http://doi.org/10.1021/es60155a019>

Miyamoto, J., Mikami, N., and Takimoto, Y. (1990). The fate of pesticides in aquatic ecosystems. In: Hutson, D.H. and Roberts T.R. (eds). *Progress in Pesticide Biochemistry and Toxicology. Environmental Fate of Pesticides*.

Montes-Díaz, A., Ochoa, J., Hernández, J., Mendoza, M., y León, C. (2021). Aplicación del coeficiente de correlación de Spearman en un estudio de fisioterapia. *SIEP*, 14, 1-4.

Moreno-Casasola, P., Rojas, J.L., Zarate, D., Ortiz, M.A., Lara, A.L., y Saavedra, T. (2002). Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques*, 08, 61-88.

Ogbeide, O., Chukwuka, A., Tongo, I., and Lawrence E. (2018). Relationship between geosorbent properties and field-based partition coefficients for pesticides in surface water and sediments of selected agrarian catchments: implications for risk assessment. *Journal of Environmental Management*, 217, 23-37. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.065>

ONU. (2019). Stockholm convention. Disponible en:  
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>

Ortíz, I., Ávila-Chávez, A., y Torres, L. G. (2013). Plaguicidas en México: usos, riesgos, y marco regulatorio. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*, 4 (1), 26 – 46.  
<https://doi.org/10.7603/s40682-014-0003-9>

Ortiz, L., Sánchez, E., y Gutiérrez, M. (1993). Análisis de suelos, fundamentos y técnicas. Parte 1. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Páez-Osuna, F. y Osuna-Martínez, C. (2011). Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las cosas mexicanas: una revisión sobre organismos utilizados. *Hidrobiológicas*, 21 (3), 229-238.

Palmerín, R.C., Ponce-Vélez, G. y Botello, A.V. (2014). Evaluación de plaguicidas organoclorados sedimentos y organismos filtradores de la laguna de Alvarado, Veracruz, México. En: Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Benítez, J.A. y Gold-Bouchot, G., (eds.), Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Universidad Autónoma de Campeche, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados Unidad Mérida. pp. 285-308. ISBN 978-607-7887-71-3.

Ponce-Vélez, G., y Botello, A. (2018). Plaguicidas organoclorados en organismos costeros y marinos de los litorales mexicanos: una revisión. *Rev. Int. Contam. Ambie*, 34, 81-98.

Ramesh, A., Tanabe, S., Murase, H., Subramaniano, A.N., and Tatsukawa, R.(1991). Distribution and behavior of persistent organochlorine insecticides in paddy soil and sediments in the tropical environment: a case study in South India. *Environmental Pollution* 74, 293–307. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(91\)90077-A](https://doi.org/10.1016/0269-7491(91)90077-A)

Ramírez, J. A., y Lacasaña, M. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *ArchPrev Riesgos Labor*, 4(2), 67-75.

Raz-Guzmán, A., De la Lanza, G., y Soto, L.A. (1992). Caracterización ambiental y  $\delta^{13}\text{C}$  del sedimento, detrito y vegetación del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop.* 40 (2), 215-225.

Rosas, C., Lázaro-Chávez, E., and Bückle-Ramirez, F. (1994) .Feeding Habits and Food Niche Segregation of *Callinectes Sapidus*, *C. Rathbunae*, and *C. Similis* in a Subtropical Coastal Lagoon of the Gulf of Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 14(2), 371-382. <https://doi.org/10.1163/193724094X00344>

RSIS. (2004). Ficha Informativa de los Humedales Ramsar (FIR). Disponible en: <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1355RIS.pdf>

Ruiz-Fernández, A.C., Maanan, M., Sánchez-Cabeza, J.A., Pérez-Bernal, L.H., López-Mendoza, P., and Limoges, A. (2014). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 291–303. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>

Rusch, A., Huettel, M., Wild, C., and Reimers, C. (2006). Benthic oxygen consumption and organic matter turnover in organic-poor permeable shelf sands. *Aquatic Geochem*, (12), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10498-005-0784-x>

SADER. (2021a). Anuario estadístico de la producción agrícola. Disponible en: <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>

SADER. (2021b). Anuario estadístico de la producción ganadera. Disponible en: [http://nube.siap.gob.mx/cierre\\_pecuario/](http://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/)

Saghir, S.A., Ansari, R.A., and Munir, S.T. (2022). Fate of chemicals followins exposure III: metabolism (biotransformation). *Encyclopedia of Toxicology*, 1-34. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824315-2.00050-6>

Secco, T., Pellizzato, F., Sfriso, A., and Pavoni, B. The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 1: organic pollutants. *Chemosphere*, 58 (3), 279-290. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.030>

Shepard, F. P. (1954). Nomenclature Based on Sand-Silt-Clay Ratios. *Journal of Sedimentary Petrology*. (24), 151-158.

Stranberg, B., Van Bavel, B., Bergqvist, P.A., Broman, D., Ishaq, R., Näf, C., Petersen, H., and Rappe, C. (1998). Occurrence, sedimentation and spatial variations of organochlorine contaminants in settling particulate matter and sediments in Northern part of Baltic Sea. *Environmental Science and Technology* 32, 1754–1759. <https://doi.org/10.1021/es970789m>

Tan, K.H., 2010. *Principles of Soil Chemistry*. CRC Press.

Tang, D., Liu, X., He, H., Cui, Z., Gan, H., and Xia, Z. (2020). Distribution, sources and ecological risks of organochlorine compounds (DDTs, HCHs and PCBs) in Surface sediments from the Pearl River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110942. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110942>

Toledo, A. y Soto, L.A. (2014). El gran ecosistema del Golfo de México: marco coceptual. En: Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Benítez, J.A. y Gold-Bouchot, G., (eds.), *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, Universidad Autónoma de Campeche, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados Unidad Mérida. pp. 1-36. ISBN 978-607-7887-71-3. 285-308.

Tolosa, I., Bayona, J.M., and Albaiges, J. (1995). Spatial and temporal distribution, fluxes, and budgets of organochlorinated compounds in Northwest Mediterranean sediments. *Environmental Science and Technology* 29, 2519–2527. <https://doi.org/10.1021/es00010a010>

Tsygankov, V. Y. (2019). Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000–2017). *Water Research*, 161, 43–53.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.103>

Vila-Baños, R., Rubio-Hurtado, M.J., Berlanga-Silvente, V., y Torrado-Fonseca. (2014). Como aplicar un cluster jeraquico en SPSS. *Reire*, 7(1), 113-127.  
<https://doi.org/10.1344/reire2014.7.1716>

Villanueva-Fortanelli, J.J. (2015). Estudio socioeconómico de los pescadores de jaiba en la laguna de Alvarado, Veracruz, México, para contribuir al manejo integral de la pesquería. *Ciencia Pesquera*, 23, 101-113.

Wold, S., Esbensen, K. and Geladi, P. (1987). Principal component analysis. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, 2(1-3), 37-52.

Zaynab, M., Fatima, M., Sharif, Y., Sughra, K., Sajid, M., Khan, K.A., Sneharani, A.H., and Li, S. (2021). Health and environmental effects of silent killers Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenylJournal of King Saud University – Science, 33, 1-7.  
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101511>

Zhao, Z., Zhang, L., Wu, J., and Fan, C. (2009). Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides in surface sediments and benthic organisms from Taihu Lake, China. *Chemosphere*, 77 (9), 1191-1198. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.022>

Zhou, R., Zhu, L., Chen, Y., and Kong, Q. (2008). Concentrations and characteristics of organochlorine pesticides in aquatic biota from Qiantang River in China. *Environmental Pollution* 151, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.02.015>