



COLEGIO DE POSTGRADUADOS
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS VERACRUZ
POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES

**EL OSTIÓN *Crassostrea virginica* COMO BIOINDICADOR DE LA PRESENCIA DE
ENDOSULFÁN EN EL SISTEMA LAGUNAR MANDINGA, VERACRUZ, Y RIESGO A
LA SALUD PÚBLICA POR EL CONSUMO DE ESTE MOLUSCO**

GABYCARMEN NAVARRETE RODRÍGUEZ

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

Tepetates, Manlio Fabio Altamirano, Veracruz, México.

2016

La presente tesis, titulada: **El ostión *Crassostrea virginica* como bioindicador de la presencia de endosulfán en el sistema lagunar Mandinga, Veracruz, y riesgo a la salud pública por el consumo de este molusco**, realizada por la alumna: **Gabycarmen Navarrete Rodríguez**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**DOCTORA EN CIENCIAS
AGROECOSISTEMAS TROPICALES**

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



DR. CESÁREO LANDEROS SÁNCHEZ

ASESOR:



DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ

ASESOR:



DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO

ASESOR:



DRA. ALEJANDRA SOTO ESTRADA

ASESOR:



DR. ARTURO PÉREZ VÁZQUEZ

ASESOR:



DR. IOURI NIKOLSKII GAVRILOV

Tepetates, Manlio Fabio Altamirano, Ver. 14 de Noviembre de 2016

EL OSTIÓN *Crassostrea virginica* COMO BIOINDICADOR DE LA PRESENCIA DE ENDOSULFÁN EN EL SISTEMA LAGUNAR MANDINGA, VERACRUZ, Y RIESGO A LA SALUD PÚBLICA POR EL CONSUMO DE ESTE MOLUSCO

Gabycarmen Navarrete Rodríguez, Dra.

Colegio de Postgraduados, 2016

El aprovechamiento del recurso pesquero ostión americano (*Crassostrea virginica*) posee importancia socioeconómica por su volumen de extracción. Esta especie constituye la principal fuente de ingresos y empleo en las comunidades pesqueras del Golfo de México y también como fuente de alimento. Sin embargo, el consumo de ostión representa un riesgo a la salud pública debido a la presencia de contaminantes en éste, tales como los isómeros y metabolito del endosulfán. El objetivo de esta investigación fue valorar el riesgo a la salud pública, en términos de los límites máximos permisibles internacionales, de la contaminación por endosulfán y sus isómeros del ostión (*C. virginica*) del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, bioindicador de la contaminación del agua de este sistema por dicho plaguicida proveniente de diversas fuentes de contaminación. El 100% de las muestras de tejido blando de ostión analizadas en el laboratorio, provenientes de todos los bancos ostrícolas y las tres épocas del año estudiadas, contenían isómeros y un metabolito de endosulfán. No existieron diferencias estadísticas significativas en las concentraciones de los isómeros (α y β) y sulfato de endosulfán observadas entre bancos ostrícolas y entre temporadas del año. Sin embargo, existieron diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los años analizados. El año uno presentó las mayores concentraciones de sulfato de endosulfán y endosulfán α y β , es decir, 25.99 ± 5.79 ; 8.55 ± 6.98 y 7.35 ± 6.60 ng g⁻¹, respectivamente. En cuanto al análisis de riesgo, los años uno y dos presentaron valores superiores a 1, lo que indica un posible riesgo a la salud pública por el consume de ostión. En contraste, el año tres presentó un valor < 1 , lo que indica una disminución en el valor del Cociente de Riesgo (HQ). Lo anterior, puede estar asociado con la degradación del endosulfán y la disminución de su uso.

Palabras clave: sistema lagunar, plaguicida organoclorado, riesgo, salud pública.

**OYSTER *Crassostrea virginica* AS A BIOINDICATOR OF THE PRESENCE OF
ENDOSULFAN IN THE LAGOON SYSTEM MANDINGA, VERACRUZ, AND A
PUBLIC HEALTH RISK FOR THE CONSUMPTION OF THIS MOLLUSK**

Gabycarmen Navarrete Rodríguez, Dra.

Colegio de Postgraduados, 2016

The exploitation and management of the American oyster (*Crassostrea virginica*), as fishery resource, are socio-economically important due to its extraction volume. This specie constitutes the main source of income and employment in fishing communities of the Gulf of Mexico and it is also important as a food source. The consumption of this oyster represents a risk to the public health due to the presence in it of contaminants such as isomers and metabolite of endosulfan. The objective of this research was to evaluate the public health risk, in terms of the international maximum permissible limits, of contamination by endosulfan and its isomers of the oyster (*C. virginica*) of the Mandinga lagoon system, Veracruz, a bioindicator of water contamination of this system for such pesticide from various sources of pollution. Regarding the analysis of quantification in laboratory of endosulfan isomers and metabolite in oyster, these were found in 100% of the samples analyzed for all oyster banks and the three seasons studied. There were not statistical significant differences in the concentrations of the isomers (α and β) and endosulfan sulfate in relation to the oyster banks and seasons considered herein. It was also found statistical significant differences ($p < 0.05$) between the years analyzed. In this respect, year one presented the highest concentrations of endosulfan sulfate, α -endosulfan and β -endosulfan, i.e., 25.99 ± 5.79 ; 8.55 ± 6.98 and $7.35 \pm 6.60 \text{ ng g}^{-1}$, respectively. Concerning the risk analysis, years one and two had greater values than 1, which indicates a possible public health risk due to oyster consumption. In contrast, year three presented a value less than 1, which results in a decrease of the hazard quotient (HQ) value. This may be associated with the endosulfan degradation and in a decrease of its use.

Key words: lagoon system, organochlorine pesticide risk public health.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada durante el periodo de Enero de 2013 a Diciembre de 2016 para realizar mis estudios de Doctorado en el Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz.

Al Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz, por permitirme formar parte de su programa de postgrado en Agroecosistemas Tropicales. Así como por el apoyo otorgado a través del Fideicomiso Único Revocable.

A la Línea de Biotecnología Ambiental en los Ecosistemas Costeros Marinos del programa de posgrado del Instituto Tecnológico de Boca del Río y de la que es líder la Dra. María del Refugio Castañeda Chávez, además de permitirme el acceso al laboratorio para la conclusión del presente trabajo.

A la Red Temática de Toxicología de Plaguicidas con apoyo CONACyT, México, con los números de proyectos siguientes: No. 253789/271775.

A la Dra. Fabiola Lango Reynoso por su apoyo también en mi formación profesional y su ayuda en el diseño de este trabajo que finalmente llega a su conclusión.

Al Dr. Cesáreo Landeros Sánchez le agradezco haber sido mi Profesor Consejero y participar en la formación de cualidades en mí como la paciencia, aprender a escuchar y esforzarme en desarrollar todo mi potencial.

A los Doctores integrantes del Consejo Particular, la Dra. Alejandra Soto Estrada, al Dr. Arturo Pérez Vázquez y al Dr. Iouri Nikolskii Gavrilov por la participación y el tiempo dedicado en las Reuniones de Consejo, sus aportes y sugerencias en el desarrollo de éste trabajo.

A mi familia, especialmente gracias a Mónica Rodríguez González y Viridiana Navarrete Rodríguez por estar siempre conmigo, soportar mis malos humores y mis ausencias para pasar tiempo con ustedes. Viri gracias por tu ayuda en el laboratorio, en campo, en la vida y por todo lo que haces por mí. Tal vez no les diga a ambas esto, pero son lo más importante en mi vida y las amo mucho.

Al resto de mi familia como Carmen Miranda Rodríguez por hacerme reír hasta en el tra

bajo de laboratorio y aplicando la encuesta en Mandinga, a todo mi familia, mis primas Sandy y Eli, mi tío Adal y abuela gracias por los momentos compartidos.

A las personas constantes en mi vida los momentos felices y más difíciles, Brenda Yanett Rangel Arteaga y Natalie López García, gracias ambas por ser un gran apoyo.

A los amigos del COLPOS, Juan Manuel Hernández Pérez, Saraí Jáuregui Arenas, Emmanuel Ramírez Rivera y Lorena Canul Ramón por su valiosa amistad, compañía y preocupación por mí.

A los amigos del ITBOCA que colaboraron en este trabajo, Salvador Rojas Castañeda por ser mi ayudante de laboratorio número uno, a Zulema Huicab Pech y hasta su bebe Renata por su ayuda en la aplicación de la encuesta en Mandinga. Gracias a Karina García Pacheco por su café de las mañanas, a Alicia García Sánchez por su ayuda y compartir sus conocimiento en el laboratorio y a Areli Silvas Arena por su apoyo en Campo.

A los pescadores de las seis cooperativas pesqueras en las localidades de Mandinga y La Laguna, por disponibilidad a contestar el cuestionario y facilidades otorgadas en la colecta de los ostiones. Especialmente muchas gracias por su tiempo a los miembros de la cooperativa Mandinga y Matosa. Sin su valioso apoyo no podría haber concluido esta meta.

DEDICATORIA

Para

Antonio Navarrete Arellano gracias por haberme dado todo tu amor y entrega desde el momento que llegue a tu vida.

Siempre te amaré, donde quiera que estés.

CONTENIDO

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL	4
2.1. Teoría de sistemas.....	4
2.2. Sistemas complejos.....	6
2.3. Conceptualización de agroecosistema (AES).....	9
2.4. Definición del agroecosistema lagunar.....	16
2.5. El controlador en el agroecosistema sistema lagunar.....	18
2.6. Los plaguicidas organoclorados.....	21
2.7. El endosulfán.....	22
2.7.1. Uso de endosulfán a nivel mundial y en América latina.....	24
2.8. Rutas de transporte del endosulfán en el medio ambiente.....	28
2.8.1. Transporte del endosulfán en el compartimento aire.....	29
2.8.2. Transporte del endosulfán en el compartimento suelo.....	30
2.8.3. Transporte del endosulfán en el compartimento acuático.....	35
2.9. Contaminación de los sistemas lagunares con endosulfán.....	39
2.9.1. Bioacumulación de endosulfán en ostión (<i>C. virginica</i>).....	40
2.9.2. Toxicidad del endosulfán en (<i>C. virginica</i>).....	41
2.10. Daños a la salud humana por exposición a endosulfán.....	43
2.11. Daño por consumo de ostión contaminando con endosulfán.....	46
2.11.1. Impactos económicos por afectación a la actividad ostrícola.....	46
3. PROBLEMA DE INVESTGACIÓN	48
4. HIPÓTESIS	49
5. OBJETIVOS	50
6. MARCO DE REFERENCIA	51
6.1. Caracterización de área de estudio.....	51
6.2. Condiciones ambientales.....	51

6.3. Hidrología.....	51
6.4. Topografía.....	53
6.4.1. Actividades productivas.....	53
6.4.2. Identificación de tipos y usos de suelo.....	54
6.5. Tipos y superficie de cultivos.....	54
6.6. Importancia ecológica.....	55
6.7. Problemas ambientales.....	56
6.8. Problemas sociales.....	57
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	59
7.1. Estructura del desarrollo de la investigación.....	59
7.2. Fase de campo.....	59
7.2.1. Identificación de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP).....	59
7.2.2. Entrevista con informantes clave.....	60
7.2.3. Selección de puntos de muestreo.....	61
7.2.4. Periodicidad en colecta de muestras.....	63
7.2.5. Registro de parámetros fisicoquímicos.....	63
7.2.6. Colecta de muestras.....	63
7.3. Fase de laboratorio.....	63
7.3.1. Preparación de muestras.....	63
7.3.2. Secado y molido de muestras.....	64
7.3.3. Preparación de material de laboratorio.....	64
7.3.4. Análisis de las muestras en laboratorio.....	65
7.3.5. Análisis en cromatógrafo de gases.....	67
7.4. Determinación de riesgo dietario de endosulfán por consumo de ostión...	67
7.4.1. Consumo de ostión por los pescadores de las SCP.....	67
7.4.2. Ingesta diaria estimada (EDI) de endosulfán.....	68
7.4.3. Análisis de riesgo.....	68
7.5. Análisis estadístico.....	69
8. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	70
8.1. Endosulfán en ostión del sistema lagunar de Mandinga.....	70

8.1.1. Isómeros y metabolito del endosulfán en bancos ostrícolas.....	70
8.1.2. Isómeros y metabolito del endosulfán en épocas del año.....	70
8.1.3. Comparación de los isómeros y metabolito del endosulfán entre años.....	73
8.1.4. Contenido lipídico en ostión.....	75
8.1.5. Correlación entre endosulfán, contenido lipídico y temperatura.....	75
8.1.6. Límites permisibles de endosulfán.....	76
8.1.7. Endosulfán en ostión (<i>C. virginica</i>).....	78
8.2. Caracterización del manejo de ostión (<i>C. virginica</i>) en el sistema lagunar de Mandinga.....	79
8.2.1. Descripción de los individuos de las SCP.....	79
8.2.2. Manejo de la pesquería y del recurso ostión.....	85
8.2.3. Análisis del manejo de la pesquería ostión.....	91
8.2.4. Consumo de ostión.....	92
8.2.5. Comercialización del recurso ostión.....	93
8.2.6. Estatus de la pesquería de ostión.....	95
8.3. Caracterización de riesgo de exposición dietario a endosulfán.....	97
8.3.1. Incertidumbres en estimación del riesgo de exposición dietario.....	101
8.4. Contrastación de hipótesis.....	102
9. CONCLUSIONES.....	103
10. LITERATURA CITADA.....	104

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Volúmenes de importación de endosulfán, registros autorizados y uso en países de América Latina.....	26
Cuadro 2. Principales efectos en la salud relacionados con la exposición a endosulfán.....	44
Cuadro 3. Usos de suelo y vegetación en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.....	55
Cuadro 4. Caracterización de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.....	60
Cuadro 5. Caracterización de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) estudiadas en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz en la presente investigación.....	61
Cuadro 6. Programación del Horno de Microondas Marca CEM modelo MARS X.....	65
Cuadro 7. Programación de horno en el cromatógrafo de gases.....	67
Cuadro 8. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g^{-1}) en tejido blando de ostión (<i>C. virginica</i>) de bancos ostrícolas del sistema lagunar de Mandinga.....	70
Cuadro 9. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g^{-1}) en tejido blando de ostión (<i>C. virginica</i>) en las temporadas del año en el sistema lagunar de Mandinga.....	71
Cuadro 10. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g^{-1}) en tejido blando de ostión (<i>C. virginica</i>) entre los años analizados en el sistema lagunar de Mandinga.....	74
Cuadro 11. Contenido de lípidos totales en ostión (<i>C. virginica</i>).....	75
Cuadro 12. Correlación entre los isómeros del endosulfán, contenido de lípidos y temperatura.....	76
Cuadro 13. Límites permisibles para la ingesta de endosulfán en alimentos....	77

Cuadro 14.	Isómeros de endosulfán y metabolito (ng g^{-1}) en ostión (<i>Crassostrea virginica</i>) en el Golfo de México.....	78
Cuadro 15.	Participación femenina en las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) estudiadas en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz en la presente investigación.....	82
Cuadro 16.	Principales variables que caracterizan la actividad ostrícola de cooperativas pesqueras de la laguna de Mandinga.....	85
Cuadro 17.	Principales variables que caracterizan el manejo de la pesquería ostión por las cooperativas pesqueras en la laguna de Mandinga; Veracruz.....	86
Cuadro 18	Valores promedio de las principales variables relacionadas con el manejo del ostión por cooperativas pesqueras de Mandinga, Ver..	87
Cuadro 19	Ingreso de los pescadores dedicado a la actividad ostrícola.....	90
Cuadro 20	Dimensión de los bancos ostrícolas de la sociedad cooperativa pesquera A en el sistema lagunar de Mandinga.....	91
Cuadro 21	Manejo de los bancos ostrícolas realizado por las SCP.....	91
Cuadro 22	Investigaciones sobre los recursos pesqueros en el Golfo de México.....	92
Cuadro 23	Media de consumo semanal y diario (gr) de los pescadores de SCP y familias.....	93
Cuadro 24.	Comercialización e ingresos generados por el recurso ostión en las SCP de Mandinga.	94
Cuadro 25.	Porcentaje de la producción vendida y consumida de ostión por los pescadores.....	95
Cuadro 26.	Ingesta diaria estimada (EDI) de endosulfán en alimentos.....	98
Cuadro 27.	Cociente de riesgo (HQ) en alimentos.....	99

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Mecanismos de transporte de isómeros del endosulfán y metabolitos de zonas agrícola hacia sistemas lagunares.....	33
Figura 2. Usos de suelo en el sistema lagunar Mandinga.....	56
Figura 3. Área concesionada a las Sociedades Cooperativas Pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.....	59
Figura 4. Bancos ostrícolas (B) seleccionados en el muestreo del sistema lagunar de Mandinga.....	62
Figura 5. Isómeros y metabolito del endosulfán durante los años de analizados en el sistema lagunar de Mandinga.....	74
Figura 6. Grado de escolaridad y sexo de los ostricultores del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.....	81
Figura 7. Distribución de edad en los miembros de las cooperativas pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Ver.....	83
Figura 8. Extracción semanal de ostión (número de arpillas) por las Cooperativas Pesqueras del Sistema Lagunar de Mandinga, Veracruz.....	87
Figura 9. Ingreso semanal por la extracción de ostión (pesos) reportado por las Cooperativas Pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz...	88
Figura 10. Producción vendida y consumida de ostión por los miembros de las SCP en Mandinga.....	96
Figura 11. Canales de comercialización para los principales productos pesqueros.....	96

1. INTRODUCCIÓN

La ubicación geográfica de México y su diversidad de climas contribuyen al crecimiento y desarrollo de una gran diversidad de cultivos, lo que genera una actividad agrícola diversa y dinámica (Pérez-Olivera *et al.*, 2013). La actividad agrícola intensiva del modelo de Revolución Verde resultó en el uso intensivo de compuestos químicos, como son los plaguicidas químicos y agroquímicos en general. Del volumen total de plaguicidas usados en el país la mayor cantidad de estos se aplicó en cultivos, particularmente en los estados de Veracruz con un 50 %, Tabasco y Campeche con 25 % (Benítez y Bárcenas, 1996). Cortinas (2000) indicó que en México, Veracruz ocupó el tercer lugar nacional entre los estados con mayor uso de plaguicidas en el país. Mientras los estados de Sinaloa y Chiapas ocuparon los primeros lugares, Sinaloa fue el mayor consumidor de estos compuestos con un 30%, y mientras que Chiapas y Veracruz en conjunto utilizaron un 70%.

Albert (2005) indicó que además de estos tres estados, existen regiones como Jalisco-Nayarit-Colima, Sonora-Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México y Puebla-Oaxaca donde el uso de plaguicidas es alto. Señaló que estos estados utilizan aproximadamente el 80% del total del volumen plaguicidas utilizados en México.

En las regiones de la zona sur del país como el estado de Veracruz se desarrolla de una actividad agrícola intensa, coincidiendo con esto Martínez-Dávila *et al.* (2011) quienes indicaron que las actividades de los cultivos de caña, maíz y la ganadería alcanzan un 86.9 % de la superficie bajo labor agrícola del estado. Asimismo Pérez-Vázquez y Landeros-Sánchez (2009) señalaron la estrecha relación entre la agricultura y el deterioro ambiental, relacionado particularmente con el uso de los plaguicidas.

Respecto a esto Leyva-Morales *et al.* (2014) indicaron la importancia de conocer el uso actual de estos plaguicidas en una región, para contribuir a predecir su destino e impacto ambiental según sus características fisicoquímicas de los plaguicidas, y así diseñar esquemas de monitoreo ambiental, dirigidos a compartimientos ambientales específicos. En relación con el uso específico por grupo químico, Pérez-Olivera *et al.* (2011) señalaron que los ingredientes activos autorizados usados con mayor frecuencia espacio-temporal en México fueron: metamidofos, con 114 registros, lo que representa

el 34% del total; endosulfán con 99 registros equivalente al 29.6% y el clorpirifos con 74 registros con 22.1% del total de plaguicidas usados. El uso extensivo de plaguicidas organoclorados y su cuantificación es relevante por su capacidad de movilización y bioacumulación.

El uso y manejo de los plaguicidas es sumamente importante desde punto de vista agrícola y su efecto en la salud pública (Schoijet, 2011). Los principales problemas generados por la aplicación desmedida de plaguicidas en cultivos resultan en incrementar el riesgo de contaminación de los suelos, los sistemas lagunares y mantos freáticos (García-Gutiérrez y Rodríguez-Meza, 2012).

En el caso de los sistemas lagunares, estos son ecosistemas relevantes para los sectores socioeconómico y ecológico. Contreras y Castañeda (2004) y Contreras (2006), señalaron que por su riqueza en biodiversidad, los sistemas lagunares constituyen una fuente de importante alimento, empleo y generación de divisas. Además de prestar servicios ambientales como espacios para albergar una amplia biodiversidad de organismos acuáticos y terrestres.

Sin embargo en ecosistemas costeros como los sistemas lagunares del sureste del Golfo de México actualmente continúa reportándose la presencia de compuestos como los plaguicidas organoclorados (Palmerín *et al.*, 2014; Navarrete *et al.*, 2016). No obstante a la prohibición de algunos de estos compuestos, como el DDT o de otros altamente tóxicos como el caso del lindano, también pueden encontrarse otros organoclorados altamente tóxicos como el endosulfán (Palmerín *et al.*, 2014). Aunque de acuerdo con UNEP (2009a), el endosulfán está en proceso de prohibición en el mundo según lo establecido en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), por su carácter persistente, bioacumulable y capacidad de transporte. Sus efectos dañinos se han documentado ampliamente en investigaciones científicas (Bejarano *et al.*, 2008; Weber *et al.*, 2010; Palmerín *et al.*, 2014), caracterizándolo como un compuesto altamente tóxico, que genera efectos de tipo: neurotóxico (Ling-Chang *et al.*, 2007; Mor y Ozmen, 2010; Ozmen, 2011; Scremin *et al.*, 2011; Lafuente y Pereira, 2013; Enhui *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2014; Gandhi *et al.*, 2016), genotóxicos (Bajpayee *et al.*, 2006); hematotóxicos (Saraswathy *et al.*, 2011; Canlet *et al.*, 2013; Lui-Wei *et al.*, 2015), hepatotóxicos (Casabar *et al.*, 2010; Ok-Song

et al., 2012; Kumar *et al.*, 2014; Gandhi *et al.*, 2015), nefrotóxicos agudos, provocar disrupción endocrina (Caride *et al.*, 2010; Nandar *et al.*, 2011) y alteraciones reproductivas en mamíferos (Saiyed *et al.*, 2003; Ozmen y Mor 2012; Rastogi *et al.*, 2014; Aly y Khafagy, 2014; Zi-Guo *et al.*, 2015). Este organoclorado es también altamente tóxico para organismos acuáticos (INE, 2011; Navarrete *et al.*, 2016).

En los sistemas lagunares del Golfo de México, el ostión (*Crassostrea virginica*, Gmelin, 1791), que pertenece a la familia de los bivalvos es uno de los principales recursos pesqueros en el Golfo de México (Carta Nacional Pesquera, 2012) y por sus características fisiológicas y hábitos sésiles-filtradores se utiliza como un bioindicador de la calidad ambiental en los ambientes marinos y costeros (Páez y Osuna, 2011). Por lo tanto el ostión (*C. virginica*) se utilizó como bioindicador de la presencia de los isómeros y metabolito de endosulfán, para evaluar el riesgo que representa el consumo de este bivalvo para la población del sistema lagunar de Mandinga, en la zona centro del Golfo de México.

2. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

En esta sección se realiza una breve argumentación que sustenta teóricamente y filosóficamente la conceptualización del agroecosistema en relación con el desarrollo de la investigación. Las teorías y los conceptos abordados en esta sección aportan elementos importantes que ayudan a conformar los alcances y limitaciones obtenidos en esta investigación.

2.1. Teoría de sistemas

El enfoque de la Teoría General de Sistemas (TGS) intenta encontrar las propiedades comunes de las entidades denominadas sistemas: éste término fue acuñado por el biólogo austriaco Ludwig von Bertalanffy. La TGS de Bertalanffy (1976) se postuló como un mecanismo de integración entre las ciencias naturales y sociales, para ser al mismo tiempo un instrumento básico para la formación y preparación de científicos (Arnold y Osorio, 1998).

La perspectiva de la TGS surgió como respuesta al agotamiento e inaplicabilidad de los enfoques analítico-reduccionistas, así como sus principios mecanicista-causales (Arnold y Rodríguez, 1990). Por esto, la utilización de la TGS posee ventajas respecto a otros enfoques tales como no tener limitaciones reconocidas debido a que puede usarse en fenómenos humanos, sociales y culturales. Lo anterior se debe a que sus orígenes surgen de las áreas de los sistemas naturales (organismos) y los sistemas artificiales (máquinas) según Arnold y Osorio (1998). La TGS se fundamenta en tres básicas premisas, la primera considera que los sistemas forman parte de otros sistemas; la segunda que estos son abiertos y finalmente, que sus funciones dependen de su estructura (Hart, 1987; Trebuil, 1990).

El enfoque de sistemas también ha atravesado por una constante evolución (generaciones) partiendo desde la definición del sistema mismo, mientras para Spedding (1979) señala que a un sistema al grupo de componentes que pueden funcionar recíprocamente para lograr un propósito común, los cuales son capaces de reaccionar juntos al ser estimulados por influencias externas. Como resultado de esto, el sistema no está afectado por sus propios egresos y tiene límites específicos con

base en los mecanismos de retroalimentación significativos. En otra definición Morín (2003) señaló a un sistema como una unidad compleja, es decir, un todo que no se reduce a la suma de sus partes constitutivas. En contraste, Herrscher (2003) señaló que la gran mayoría considera que un sistema es un conjunto de elementos interrelacionados con un objetivo común. Sin embargo, también destacó que realmente somos nosotros los que los percibimos como sistema: al mirarlo, verlo como sistema y decidir considerarlo integrante de una categoría que posee ciertas propiedades. Herrscher (2003) indica que los sistemas no son cosas, sino que hay cosas a las que decidimos tratar como sistemas.

García (2006) señaló que se designa como sistema a todo conjunto organizado que tiene propiedades como totalidad, las cuales no resultan aditivamente de las propiedades de los elementos constituyentes. Además, indicó que un sistema se construye a partir de abstracciones e interpretaciones en el dominio de fenómenos o situaciones que constituyen el objeto de investigación. Coincidiendo con lo anterior Herrscher (2003), la condición de sistema no es una cualidad intrínseca de una determinada cosa, sino una actitud o apreciación de cada persona. Destacó también que decimos que tal cosa, concreta o abstracta es un sistema, cuando en realidad debe decirse que lo consideramos un sistema, porque percibimos que tiene o debería tener, características de sistema.

Arnold y Osorio (1998), señalaron que según su entidad (entidad) los sistemas pueden ser agrupados en reales, ideales y modelos. Los primeros presumen una existencia independiente del observador (quien los puede descubrir); los segundos son construcciones simbólicas, como el caso de la lógica y las matemáticas; mientras que el tercer tipo corresponde a abstracciones de la realidad, en donde se combina lo conceptual con las características de los objetos.

Respecto a la definición de un sistema es una labor que corresponde a la ontología, que se ocupa al entendimiento de cómo están plasmados en los distintos niveles del mundo de la observación. En síntesis, la ontología se preocupa de problemas como distinguir un sistema real de un sistema conceptual o abstracto (Arnold y Osorio, 1998). Realiza también la distinción entre estos, donde considera que los sistemas reales son por ejemplo las galaxias, los perros, las células y los átomos. Mientras, los sistemas

conceptuales son la lógica, las matemáticas, la música y en general toda construcción simbólica.

Para García (2006) un sistema es una representación de un recorte de la realidad, donde los elementos que constituyen ese recorte expresan abstracciones y conceptualizaciones del material empírico (observables, hechos y procesos) obtenido del dominio de la investigación. Asimismo Arnold y Osorio (1998), considerando los planteamientos de Bertalanffy (1976) señalaron que la ciencia se entiende como un subsistema del sistema conceptual, definiéndola como un sistema abstraído, es decir, un sistema conceptual correspondiente a la realidad. Recalcando asimismo que la distinción entre sistema real y conceptual está sujeta a debate, por lo que no debe considerarse en forma rígida.

No obstante a las múltiples definiciones sobre lo que es un sistema y sus implicaciones, Arnold y Osorio (1998), señalaron que la TGS se presenta en sentido amplio como una forma sistemática y científica de aproximación de una representación de la realidad y de forma simultánea en el tiempo se orienta hacia una práctica estimulante de formas de trabajo transdisciplinarias. Chiavenato (1997), destacó que la idea central del enfoque en sistemas, es que no hay unidades aisladas sino que todas sus partes actúan con una misma orientación y finalidad común, siendo necesario el correcto funcionamiento de los elementos que lo integran para el desempeño eficaz del sistema en su conjunto.

Por tanto, la TGS vista desde el paradigma científico se caracteriza por su perspectiva holística e integradora, en donde lo importante son las relaciones y los conjuntos que a partir de ellas emergen. Mientras desde la práctica, la TGS ofrece un ambiente adecuado para la interrelación y comunicación adecuada entre especialistas y especialidades (Arnold y Osorio, 1998).

2.2. Sistemas complejos

De acuerdo con Álvarez-Salas *et al.* (2014), en el progreso actual de las ciencias existe la necesidad de desarrollar nuevos enfoques de investigación que se aproximen a la realidad compleja que se percibe en el mundo. Señalaron además que las ciencias nuevas superan las ataduras de los modelos clásicos de la investigación científica, no

solo mediante la fusión simple de enfoques cualitativos y cuantitativos, sino realizando una proyección de la complejidad del mundo sobre la complejidad en el abordaje de esa realidad. Snow (2000) indicó también que la separación entre las ciencias duras y blandas dentro del contexto de las ciencias clásicas, había generado una separación en el abordaje de la complejidad de la realidad del mundo en materia y forma.

No obstante al reconocimiento de la fragmentación en el análisis de la realidad y por lo tanto en la investigación científica, la complejidad y los sistemas complejos, también han sido definidos desde diversos ángulos y consideraciones también. De acuerdo con Morín (1999) la complejidad se entiende como la unión entre la unidad y la multiplicidad y la no predictibilidad de su comportamiento. Considerando lo anterior señaló que el conocimiento podría ser aplicable a la solución de problemas de la realidad, mientras éste sea capaz de abordar la complejidad inherente de estos, cuando se reconocen y comprenden los elementos constitutivos del sistema o de un todo como elementos indisolubles.

García (2006) también indicó que un sistema complejo es una representación de un recorte de la realidad compleja, conceptualizado como una totalidad organizada (de ahí la denominación de sistema) en la cual los elementos no son separables y por lo tanto no pueden ser estudiados aisladamente. Señaló además que investigar estos sistemas representa estudiar un trozo de la realidad, en la cual incluyen tanto los aspectos físicos, biológicos, sociales, económicos y políticos.

La complejidad de acuerdo con Arnold y Osorio (1998) considera la cantidad de elementos de un sistema (complejidad cuantitativa), sus potenciales interacciones (conectividad) y el número de estados posibles que se producen a través de éstos (variedad y variabilidad). La complejidad sistémica está en directa proporción con su variedad y variabilidad, es decir, es siempre una medida comparativa.

Arnold y Osorio (1998), indicaron que una versión más sofisticada de la TGS se funda en las nociones de diferencia entre complejidad y variedad. Donde dichos fenómenos han sido trabajados por la cibernética y están asociados a los postulados de Ashby (1984), quien señaló que el número de estados posibles que puede alcanzar el ambiente es prácticamente infinito. De acuerdo a lo anterior, no habría sistema capaz

de igualar tal variedad, puesto que si así fuera la identidad de ese sistema se diluiría en el ambiente.

García (2006) señaló que un sistema complejo es un sistema en el cual, los procesos que determinan su funcionamiento son el resultado de la confluencia de múltiples factores que interactúan de modo que el sistema no es descomponible, sino solo semi-descomponible. Esta propiedad de no-semidescomponibilidad de un sistema complejo se debe a la interdefinición de sus componentes. Además debe considerarse que un sistema complejo debe ser representativo del complejo empírico que constituye el objeto de estudio. Arnold y Osorio (1998) también señalaron que los sistemas son complejos, debido a la cantidad de elementos del mismo, sus potenciales interacciones y la variabilidad de estas interacciones.

Álvarez-Salas *et al.* (2014) y Ríos y Mesa (2009) señalaron que el estudio de la teoría de los sistemas complejos debe comprender las interacciones que se establecen entre sus componentes, con el fin de explicar los fenómenos que se presentan dentro del mismo. El enfoque de sistemas complejos considera dos dimensiones: la temporal y la espacial (Álvarez-Salas *et al.*, 2014). Además debe considerarse como parte del principio de evolución de los sistemas complejos, que estos sufren transformaciones en su desarrollo temporal (García, 2006).

La complejidad puede aplicarse o analizarse desde diversas perspectivas y área de conocimiento, de acuerdo con Dixon *et al.* (2001), en la producción agropecuaria los elementos biofísicos, socioeconómicos y humanos de una finca son interdependientes y por lo tanto, las fincas pueden ser analizadas como sistemas. Considerando que el funcionamiento de un sistema de finca está fuertemente influido por el entorno rural externo, incluyendo las políticas e instituciones, mercados y redes de información.

Mientras León (2012), señaló que el análisis de un objeto de estudio desde la complejidad implica sus interrelaciones, da valor al conocimiento de campesinos y considera todos los efectos ambientales como consecuencia del uso de conocimientos especializados. Coincidiendo con lo anterior, Méndez y Gliessman (2002) indicaron que los agroecosistemas son estructural y funcionalmente complejos, debido a las interacciones que se establecen entre los procesos ecológicos y socioculturales. Donde

estas interacciones pueden hacer emerger cualidades nuevas, que solo son explicadas desde las relaciones entre sus componentes.

2.3. Conceptualización de agroecosistema (AES)

La conceptualización del agroecosistema (AES) ha transcurrido en una constante evolución desde su planteamiento como *agro-ecosystems* (Tansley, 1935) y debe considerarse en su análisis un enfoque teórico y filosófico que permita al investigador abordar el mismo. De acuerdo con la palabra agroecosistema es una palabra compuesta por agro de la latín *ager* o *agri* que significa campo y *ecosistema* (Martínez-Dávila *et al.*, 2011). Moreno (2010), el concepto de AES deriva de las palabras agroeco y sistemas, donde el agro es entendido como la actividad agropecuaria que tiene como fin producir un bien o servicio. Mientras el vocablo eco se refiere al ecosistema, el cual es modificado y manipulado por el hombre para dar lugar al agro, y el sistema hace alusión a que tal actividad agrícola en espacios transformados está influenciada por elementos y factores que en su conjunto hacen el funcionar de la actividad.

El origen de la composición que derivó el AES tiene diversas fuentes, su desarrollo formal surgió a finales de los años 70 y principios de los 80. Sin embargo desde la formación del concepto y los elementos integrados en el mismo, éstos se han hecho más complejos e interdependientes para tender a realizar un estudio con una tendencia holística e integral.

Continuando con el origen del concepto de AES, Altieri (1995) hizo referencia al concepto de agroecosistema desarrollado por el ecólogo Odum (1969), como ecosistemas domesticado, es decir una interfaz entre los ecosistemas naturales y los fabricados. Mientras Vilaboa-Arroniz (2011) indicó que Harper en 1974 realizó la primera conceptualización de agroecosistema.

Continuando con los inicios sobre la construcción del concepto de AES, para Hernández (1977), un AES es un ecosistema modificado en menor o mayor grado por el hombre para utilizar los recursos naturales en proceso de producción agrícola, pecuaria, forestal y de fauna silvestre. En el cual deben incluirse en su análisis los tres ejes correspondientes a: socioeconómico, ambiental y tecnológico.

Cabe resaltarse como se mencionó previamente que la evolución y modificación en este concepto ha ocurrido respecto a un investigador con otro y hasta un mismo autor con lo cual se ha incurrido en la integración de distintos elementos en el concepto. No obstante a que en el desarrollo de la investigación en agroecosistemas no ha estado exento de caer en la investigación disciplinar debido a problema metodológico sobre el origen del concepto de AES. Por tanto a continuación se argumentará sobre algunos de los principales conceptos de AES utilizados por diferentes investigaciones.

Posteriormente Conway (1985) definió al AES también como un ecosistema modificado por el hombre, quien en su interacción con el medio provee su labor y determina su manejo. Asimismo Conway (1987) considera los AES como sistemas ecológicos modificados por los seres humanos, e incluye como nuevo elemento la finalidad de dicha modificación en el sistema, es decir, la producción de alimentos, fibras y otros productos y servicios. Algunos años después al concepto de AES generado se incluyen la consideración de nuevos atributos como: los elementos (subsistemas) y los niveles (jerarquía), y propiedades emergentes. Coincidiendo con lo anterior Hart (1987), añadió al concepto de AES la incorporación del concepto de sistemas jerárquicos en el proceso de producción agrícola, donde se genera un conjunto de sistemas agrícolas relacionados jerárquicamente, con interacción tanto vertical como horizontal. Considerando que cada nivel jerárquico es un conjunto funcional de subsistemas, donde los productos de un subsistema pueden ser los insumos de otro.

Posteriormente se hace la inclusión de otros elementos sobre la definición de AES, Conway (1990) y (1994) señalaron que un AES es un ecosistema transformado por la agricultura. Por medio de este proceso el sistema se define con mayor claridad en sus límites, se vuelve menos permeable al exterior, simplificándose al eliminar biodiversidad y perder muchos procesos naturales físico-químicos. Por tanto los procesos ecológicos son recubiertos y regulados por los procesos agrícolas de cultivo, subsidio (fertilizantes), control (enfermedades, agua) y cosecha. No obstante también se destaca que estos procesos agrícolas se encuentran a su vez regulados por factores socioeconómicos por lo que el agroecosistema incluye dimensiones biofísicas y socioeconómicas.

Más recientemente en el concepto AES se incluye de forma explícita el término de complejidad y su carácter social, Restrepo *et al.* (2000) continúan considerando a los sistemas agrícolas o AES como una interacción compleja entre procesos sociales externos e internos y entre procesos biológicos-ambientales, los cuales pueden ubicarse espacialmente al nivel del terreno de cultivo, pero también incluyen una dimensión temporal.

Respecto a este complejo de interacciones, Gliessman (2001a) señaló que un AES se crea cuando la manipulación humana y la alteración de un ecosistema tienen lugar con el propósito de establecer la producción agrícola. A través de estas relaciones se introducen diversos cambios en la estructura y función del ecosistema natural. Como resulta de esto surge un cambio en el número de cualidades clave a nivel del sistema. En otra definición se realiza la incorporación de un sistema mayor o superior, de acuerdo con Gliessman (2001b) el AES es una unidad de producción que se percibe como parte de un sistema más grande de partes interactuantes, es decir, todo un agroecosistema. Donde el rediseño de ese sistema tiene el objetivo de promover un amplio de diferentes procesos ecológicos y socioeconómicos. Gómez-Perazzoli (2011), señaló sintetizando los planteamientos generados por Gliessman (2001a), Conway (1994) y (1990) que un agroecosistema es parte del mundo social y del natural al mismo tiempo.

Gallardo *et al.* (2002) señalaron al AES como un sistema productivo que surge de la relación hombre-naturaleza, que se encuentra estructurado de un componente socioeconómico (el productor y su familia) y otro productivo (la finca). Donde, este último se sustenta en bases ecológicas (ecosistemas naturales), los cuales por diseño y manejo del componente socioeconómico (manejador) se convierten en entidades productivas, considerando que este sistema tiene la función de proveer alimentos, bienes y otros satisfactores a la sociedad actual y futura. Asimismo Ruiz-Rosado (2006), considera también al AES como la unidad física donde se desarrolla la actividad agrícola, pecuaria, forestal, acuícola o su combinación e inciden los factores económicos, sociales y ecológicos para la obtención de alimentos y otros satisfactores que la sociedad demanda a través del tiempo.

De acuerdo con Swift *et al.* (2004) los AES son ecosistemas que han sido deliberadamente simplificados por el ser humano con el propósito de producir bienes específicos. Esta simplificación involucra un número muy reducido de especies de plantas y animales, implementado con el objetivo de lograr una mayor facilidad de manejo y una especialización de productos para satisfacer las demandas de mercado, sobre todo en las formas altamente intensivas de la agricultura. Los agroecosistemas son controlados mediante la sustitución y complemento de muchas de las funciones de los ecosistemas naturales mediante el trabajo humano y los insumos externos que le son incorporados.

De acuerdo a los argumentos anteriores puede decirse que el concepto de AES ha sido interpretado y utilizado de diversas formas acorde al contexto donde ha sido aplicado (Vilaboa-Arroniz, 2016). Aunque son innegables las similitudes y diferencias entre los autores sobre la evolución de este, también existe la dificultad de llegar a una definición absoluta de concepto, por lo cual el uso de una de estas depende de la consideración del autor. Con relación a lo anterior Vilaboa-Arroniz *et al.* (2009) indicaron que el enfoque y concepto AES se utiliza en relación a su perspectiva de acción y objeto de estudio. Por ejemplo León-Sicard (2009) señaló que indicar al AES como el objeto de estudio de la agroecología puede parecer ser simple pero se enfrentan también dificultades epistemológicas. Indicó además que el problema en dicha labor surge cuando se intenta su definición en un marco de comprensión que supere los límites biofísicos o ecosistémicos.

Malpartida y Lavanderos (1995) también señalaron que el AES es el objeto de conocimiento de la agroecología, es al mismo tiempo un lugar físico y un sistema naturaleza-sociedad, en que existe una reciprocidad entre componentes subjetivos y objetivos. A partir de los argumentos anteriores es resaltable el carácter complejidad en el estudio de los AES, coincidiendo con lo anterior Casanova-Pérez *et al.* (2015) señalaron que un enfoque de pensamiento complejo en el AES, mediante el uso de las aportaciones de investigadores como Edgar Morín, Rolando García y Nikolas Luhmann permiten conceptualizar a éste como un modelo útil en el abordaje y comprensión de la problemática agrícola actual.

En relación con lo anterior, de acuerdo con Martínez-Dávila y Bustillo-García (2010), un AES es una unidad autopoietica de mayor orden, donde existe un acoplamiento estructural entre los seres humanos y el ambiente, produciéndose perturbaciones en los materiales socioeconómicos, flujos de materiales y energía, que a la larga también producen cambios en los patrones y procesos relevantes en los ecosistemas en general. Señalaron también que este acoplamiento estructural esta dado en la relación sociedad-naturaleza, debido a que el manejo de sus recursos responde a un patrón social compuesto por comunicaciones generadas autopoieticamente por las propias operaciones del sistema social donde está inmerso.

Partiendo de la variabilidad en la forma de uso de un concepto en base a contexto, algunos autores han señalado que el uso de un concepto es debido a la necesidad de su estudio. De acuerdo García (1994) no existen sistemas dados, prontos para observar y analizar. Por lo tanto la construcción del sistema es parte del proceso de investigación y se realiza en aproximaciones sucesivas, como un recorte más o menos arbitrario de la realidad que no se presenta con límites o definiciones precisas, esto considerando que un modelo o definición de sistema será satisfactoria de acuerdo a su capacidad para explicar adecuadamente los hechos observados. Respecto a lo anterior Gortari (1984) también indicó que un concepto científico es una síntesis abstraída, en la cual se expresan los conocimientos adquiridos acerca de la actividad de algún proceso, de una relación entre los procesos o de sus conexiones internas.

Los conceptos son dinámicos pues se constituyen e implementan a la par del desarrollo del conocimiento (Gortari, 1984). A partir de lo antes mencionado surge la capacidad de ajustar el concepto de AES dependiendo del contexto de investigación, debido a que Hecht (1993) indicó que los agroecosistemas son artefactos humanos y los factores que determinan el proceso de producción agrícola, que no terminan en los límites de los campos sino que abarcan aspectos del ambiente, presiones bióticas, condiciones económicas, sociales y culturales de gran importancia.

Asimismo Luhmann (1998) indicó que el concepto sistema sirve para abstraer hechos que son comparables entre sí, o hechos de carácter distinto bajo el aspecto igual/desimal. Por tanto, la abstracción conceptual posibilita la comparación, mientras

la autoabstracción permite volver a introducir las mismas estructuras en el objeto mismo y solo en este caso se pueden constatar las intersecciones.

También León-Sicard (2009) señaló que los AES no terminan en los límites del campo de cultivo o de la finca puesto que ellos influyen y son influenciados por factores de tipo cultural. Asimismo indicó que el límite social, económico y político de un AES es difuso, puesto que está mediado por procesos decisionales intangibles que provienen tanto del ámbito del agricultor como de otros actores individuales e institucionales. Como ejemplo señala el caso de la vegetación natural circundante y las características de los demás elementos biofísicos que influyen en la dinámica de este sistema, las señales de los mercados y las políticas nacionales agropecuarias también determinan lo que se producirá, cuándo, con qué tecnología, ritmos de producción y para qué clase de consumidores, considerando lo previamente mencionado se abre más el espectro de lo que puede entenderse como borde o límite de los agroecosistemas.

A partir de lo previamente reportado por Gortari (1984), García (1994), Luhmann (1998) y Hecht (1993), se considera que la construcción del concepto reportada por Martínez-Dávila *et al.* (2011) es el más detallado sobre el concepto del AES como un modelo conceptual de la actividad agrícola en su nivel mínimo de control cibernético humano. Considerado al AES como la unidad óptima para el estudio de la agricultura y su propia transformación, donde se integran un sistema agrícola y rural regional a través de cadenas de producción-consumo, con la participación de interferencias en materia política y cultural de instituciones públicas y privadas.

También Vilaboa-Arroniz (2016) señaló que el AES como la unidad de estudio es un modelo abstracto que permite estudiar la realidad compleja. Vilaboa-Arroniz *et al.* (2009) señalaron a éste concepto como un modelo abstracto y método de investigación que permite representar la unidad de estudio para explicar la realidad. Pudiendo aplicarse su enfoque para estudiar y conocer la ganadería bovina de doble propósito de manera holística e integral, los factores agroecológicos, técnico-productivos y socioeconómicos relacionados con ésta.

El concepto de AES según Caporali (2015) es también una herramienta epistemológica para la creación de una ontología o representación de la agricultura basada en una visión sistémica. Donde se consideran como propiedades del agroecosistema: la

jerarquía, la emergencia, la comunicación y el control. La integración se considera como un vínculo ontológico que opera en la construcción de la agricultura como un sistema de actividad humana. Esta integración es considerada como una capacidad organizativa para conectar diferentes niveles jerárquicos, fundamental para lograr el objetivo de la sostenibilidad de la agricultura. También Vilaboa-Arroniz (2011) señaló que el enfoque y concepto en agroecosistemas tiene sus bases en el holismo y la teoría general de sistemas, donde éstos se basan en la ecología, la cual se estudia en diferentes niveles jerárquicos (el individuo, la población, la comunidad, el ecosistema y la biósfera) y las relaciones recíprocas entre los seres vivos con el ambiente en que habitan.

Por tanto en la construcción del concepto de agroecosistema representa una opción para su manejo eficiente en lo económico, social y ambiental (Martínez-Dávila, 2001). En síntesis el AES se considera como un sistema contingente abierto y construido a partir de la modificación social de un sistema natural (Martínez-Dávila *et al.*, 2011).

La conceptualización del AES debe tener en cuenta la complejidad, el ensamblaje del sistema natural y agrícola e incluyen la reproducción del sistema del AES realizada. Considerando los planteamientos de la tercera generación de pensamiento sistémico se responde al triple desafío de interdependencia, auto-organización y libertad de elección, en el contexto de los sistemas socioculturales y la autopoiesis (Casanova *et al.*, 2015). En el que un sistema autopoietico se define como aquel que se produce continuamente asimismo y se constituye como distinto del medio circundante por medio de su propia dinámica (Delgado y Gutiérrez, 2007).

A partir de la consideración anterior Casanova *et al.* (2015) señalaron al AES es un modelo conceptual que representa a la realidad agrícola, cuyo controlador/ sistema de conciencia es el receptor de la autopoiesis de los sistemas de comunicación denominados “producción de subsistencia”, “producción en transición” y “producción empresarial”. Así como de las repercusiones estructurales de dichos sistemas generado por su relación intersistémica con otros sistemas de su entorno social y de los ajustes estructurales de los mismos por el efecto de las resonancias derivadas de la coacción del entorno natural sobre ellos.

A partir del concepto anterior, debe considerarse a los modelos como una representación simplificada de un sistema real y es en esencia, una descripción de entidades y la relación entre ellas (García, 2008). También Medín (2006) señaló que los son una representación esquemática de un sistema dinámico, que no llega a ser un duplicado de la realidad, sino que la simplifica exagerando y omitiendo rasgos. No obstante, el concepto más detallado corresponde a Arnold y Osorio (1998), señalaron que los modelos son constructos diseñados por un observador que persigue identificar y mensurar relaciones sistémicas complejas. Todo sistema real tiene la posibilidad de ser representado en más de un modelo. La decisión, en este punto, depende tanto de los objetivos del modelador como de su capacidad para distinguir las relaciones relevantes con relación a tales objetivos. La esencia de la modelación sistémica es la simplificación y metamodelo sistémico más conocido es el esquema *input-output*.

Por lo tanto la innegable evolución del concepto de AES a la par de la teoría de sistemas contribuye a un enriquecimiento del mismo, contribuyendo a la posibilidad de abordar el estudio de los agroecosistemas de un modo más complejo, integrador y dinámico, que incluya las nuevas tendencias del complejo agroecosistema y sociedad.

2.4. Definición del agroecosistema lagunar

A partir de la elección del concepto de AES más adecuado para esta investigación se realizó la construcción del concepto de agroecosistema lagunar (AESL). Considerando lo reportado por López-Barrera y Landgrave (2008) sobre la existencia de diversidad en los agroecosistemas, asociado a que estos difieren en edad, diversidad, estructura y manejo. También Restrepo *et al.* (2000) señalaron que los AES son diferentes para cada zona ya que son producto de muchas variables como el clima, suelo, relaciones económicas, estructura social y su historia.

Restrepo *et al.* (2000) señalaron asimismo como el primer paso en el diseño de AES es su conceptualización debe incluir aspectos como su: finalidad, límites, contexto, componentes, los principales constituyentes del sistema, sus interacciones, los insumos, los recursos, los productos y subproductos. Indicaron además como segundo paso en el proceso de diseño del AES es adaptar las necesidades del sistema

conceptualizado a las necesidades, condiciones y recursos disponibles en el área en la medida de las posibilidades.

Considerando la argumentación de Hart (1987), sobre que un AES puede denominarse con base en sus productos o según los subsistemas que lo componen. Así como lo señalado por Martínez-Dávila *et al.* (2011), al indicar que la dimensión espacial, biodiversidad y objetivos del agroecosistema dependen del tipo de controlador que lo regula, los recursos que éste maneja y de su interrelación con el entorno complejo. Asimismo Ruíz (2006), señaló que las estrechas relaciones entre diferentes organismos coparticipes de la actividad del AES, se encuentran influenciados en su totalidad por los aspectos socioeconómicos, tecnológicos y ambientales. Por lo anterior en su análisis se recurre a herramientas como el uso de los modelos y la simulación para mejorar el conocimiento de las características y el funcionamiento de los sistemas, así como los elementos evaluados (Candelaria-Martínez *et al.*, 2011).

Gómez-Perazzoli (2011), señaló que el análisis de agroecosistemas es parte del estudio de sistemas complejos y dinámicos. A partir de las consideraciones del papel y función de los AES en la provisión de alimentos y su relación con la sociedad, Dixon *et al.* (2001) señalaron que las formas de subsistencia un sistema agropecuario son diversas y estas pueden incluir: pesca, agroforestería, la producción y crianza del ganado, actividades de caza y recolección. Asimismo señalaron que independientemente de su tamaño, estos se encuentran organizados para producir alimentos y para cubrir otras metas del hogar agropecuario mediante el manejo de los recursos disponibles, sean éstos propios, alquilados o manejados de manera conjunta, al interior del entorno social, económico e institucional.

También Vilaboa (2011) coincidió con lo anterior al señalar en el caso de la agricultura vista bajo el enfoque de AES debe considerar simultáneamente la importancia de los aspectos físico-biológicos relacionados con la ecología. Así como el fuerte contenido social que presentan para lograr la producción de alimentos, bienes y servicios que demanda la sociedad, para los cuales se deben de establecer y desarrollar ciertos procesos sociales, económicos, culturales y políticos que permitan lograr este objetivo. Además de la función de los AES, debe considerarse la importancia de la relación entre los procesos ecológicos y su papel social, respecto a esto Álvarez-Salas *et al.*

(2014), señalaron que algunos AES son estructural y funcionalmente complejos, debido a las interacciones que se establecen entre los procesos ecológicos y socioculturales. Asimismo señalaron que las interacciones que surgen de estas, pueden hacer emerger cualidades nuevas que solo son explicadas desde las relaciones entre los componentes.

A partir de la consideración de los elementos filosóficos, conceptuales y la complejidad que involucran el análisis de los AES, se generó un concepto particular para esta esta investigación. Donde, el agroecosistema lagunar (AESL) puede definirse es un sistema cibernético complejo y dinámico, en el cual intervienen los procesos ecológicos (naturales) que ocurren en el mismo, así como los provocados por los controladores (pescadores y las sociedades cooperativas) que transforman y dirigen algunos de los procesos que ocurren en este sistema a través de su intervención. Estas actividades tienen el objetivo de satisfacer sus necesidades y las de su contexto socioeconómico a escala local, regional, nacional e internacional.

2.5. El controlador en el agroecosistema sistema lagunar

El concepto de cibernética proviene del griego *kybernetes* se refiere a la acción de timonear una goleta. A partir de su origen etimológico se hizo referencia a un campo interdisciplinario que intenta abarcar el ámbito de los procesos de control y de comunicación (retroalimentación) tanto en máquinas como en seres vivos (Wiener, 1979). Mientras de acuerdo con Keeney (1987), la cibernética se deriva del griego *kybernetikée* y, es un término que significa el arte de gobernar. Este fue utilizado por primera vez en 1834 por André-Marie Ampere, el cual definió que la cibernética pertenece a la ciencia de la pauta y la organización.

Arnold y Osorio (1998), señalaron que los sistemas cibernéticos son aquellos que disponen de dispositivos internos de autocomando, es decir, con una autorregulación, que reaccionan ante informaciones de cambios en el ambiente, elaborando respuestas variables que contribuyen al cumplimiento de los fines instalados en el sistema (retroalimentación). Asimismo Maturana (1988) señaló según Heinz von Foerster que en la historia de la cibernética puede observarse como un proceso desarrollado en tres niveles de complejidad como: una cibernética de 0 orden (implícita), la cibernética de

1er orden (re-reflexión explicitada) y una cibernética de 2do orden que realiza una reflexión sobre la reflexión de la cibernética. Asimismo señaló que resulta imposible acceder a un nivel superior a éste, dado que cuando uno reflexiona sobre la reflexión se cierra el círculo de argumentación.

En caso de la cibernética de segundo orden fue Heinz von Foerster quien introdujo el término de cibernética de segundo orden o cibernética de los sistemas observantes, al iniciar con incorporación del observador como constructor de la realidad observada, es decir se introduce en la observación del observador. El objeto de estudio pasa a constituirse en el observador observando su propia observación. Es decir, cibernéticamente hablando, la cibernética se transforma en cibernética de la cibernética (cibernética de 2do. Orden) según Jutaron (1994). También Martínez-Dávila y Bustillos-García (2008) mencionan que el hombre se ha convertido en el sujeto-objeto de investigación, siendo éste parte fundamental para interpretar los sistemas complejos en los cuales se encuentra inmerso.

Álvarez-Salas *et al.* (2014) también señalaron que el estudio de la teoría de los sistemas complejos existe la necesidad de ubicarse en un nivel transdisciplinario, que permita entender la naturaleza material del objeto de estudio, los tipos y las complejidades de los fenómenos del AES. Señalaron además de acuerdo con los planteamientos de Ríos y Mesa (2009) que este enfoque es complementario con la cibernética de segundo orden y la epistemología política, en la cual un investigador puede acercarse a la pregunta de investigación desde uno o varios de enfoques de análisis.

Particularmente en el caso del estudio de los AES, Altieri (1995) indicó que una parte fundamental de estos, es el ente controlador ya sea el hombre y la familia, siendo estos quienes modifican, intervienen, orientan y definen la producción convirtiéndose en el controlador y regulador del agroecosistema ya que toma la decisión respecto a la finalidad del sistema. También Martínez-Dávila *et al.* (2011) indicaron que el hombre es el manejador del sistema y protagonista del desarrollo rural sustentable de los AES. Por tanto este manejador tiene la responsabilidad social de cumplir su misión productiva bajo la necesaria mirada del equilibrio ecológico y económico. Asimismo indicaron la inviabilidad de intentar contribuir al mejoramiento de la biodiversidad sin considerar al

principal protagonista de este proceso y considerando también las responsabilidades de su contexto socioeconómico y político.

Gliessman (2002) señaló que en los AES, los procesos productivos y sociales cobran relevancia por el rol que juega el hombre como ente controlador del sistema en relación a la producción de alimentos, bienes y servicios que demanda la sociedad. Por lo tanto, la transformación que el hombre (sociedad) hace del ecosistema natural para la producción de alimentos hace la diferencia entre los agroecosistemas y ecosistemas naturales. Martínez-Dávila *et al.* (2011) indicaron la existencia de una dependencia en el tipo de controlador que regula la dimensión espacial, biodiversidad y los objetivos del agroecosistema, así como los recursos que éste maneja y su interrelación con el entorno complejo.

De acuerdo con Vilaboa (2011) el hombre desempeña un papel importante en el equilibrio de la relación sociedad-naturaleza, donde éste como controlador del ecosistema que modifica, tomar decisiones diarias sobre el mismo pero éstas no se determinan de manera aislada debido al contexto social que lo rodea. Debido a que cada individuo toma decisiones particulares pero al mismo tiempo éstas son influenciadas por variables sociológicas y económicas como la clase social, la escolaridad, el ingreso, el género, la edad, entre otras. También Álvarez-Salas *et al.* (2014), indicaron que debe tener en cuenta que los actores más relevantes son las personas con injerencia sobre el sistema de producción, en todos sus niveles.

Por lo tanto, estos actores se convierten en el objeto de estudio, que conviene indagar y analizar sus características sociales y culturales, así como el conocimiento que poseen del AES (Álvarez-Salas *et al.*, 2014). Candelaria-Martínez *et al.* (2011) destacaron la importancia de la evolución de la consideración del productor como un sujeto que participa en la análisis del AES que maneja y así poder realizar la modelación de estos, no como solo como un componente más del sistema a modelarse.

En el caso particular de los AES acuáticos como los manglares, Gómez-García (2015) señaló que en éstos se lleva a cabo la transformación de los espacios naturales en ecosistemas modificados que requieren energía subsidiaria para su permanencia,

además de un controlador representado por las familias y comunidades que habitan la zona aledaña al manglar, quienes realizan la toma de decisiones.

También Gutiérrez-Zavala y Cabrera-Mancilla (2012) indicaron que los actores directos en la pesca ribereña son los pescadores, permisionarios y los distribuidores pesqueros al mayoreo y menudeo. No obstante, también señalaron que la capacidad de los pescadores frente a la gestión de sus cooperativas y otras agrupaciones es ineficiente, debido a que su contacto con empresarios, bancos y las autoridades se caracteriza por ser deficiente.

2.6. Los plaguicidas organoclorados

A los compuestos organoclorados se les atribuye éste nombre debido a que su estructura química corresponde a los hidrocarburos clorados, lo cual les confiere una alta estabilidad física y química, haciéndolos insolubles en agua, no volátiles y altamente solubles en disolventes orgánicos. Estas características favorecen su persistencia en el ambiente y una biodegradación lenta. No obstante, su vida media es variable encontrándose en un promedio de 5 años según el ingrediente activo de que se trate, por ejemplo un periodo de 3 años para el beta hexaclorociclohexano y hasta 30 años en el caso del DDT (Calva y Torres, 1998; Ramírez y Lacasaña, 2001).

La importancia de los organoclorados se asocia a que estos se encuentran entre los grupos de plaguicidas químicos utilizados más ampliamente en la agricultura (Ramírez, y Lacasaña, 2001). Sin embargo, con su uso también se relaciona su presencia en el ambiente. De acuerdo con Iwate *et al.*, (1994), Albert y Benítez (2005), Albert (2014) y Palmerín *et al.* (2014) los residuos de estos plaguicidas se encuentran distribuidos ampliamente en ambientes terrestres y acuáticos, debido a su uso constante en las últimas dos décadas en el control de plagas en la industria, agricultura, e incluso durante las campañas de salud son aplicados para control de enfermedades como la malaria.

Como se indicó previamente, los compuestos organoclorados son altamente estables y tienen alta resistencia a la degradación biológica (alta persistencia), lo cual los hizo valiosos para la agricultura debido a su acción residual contra los insectos pero al mismo tiempo peligrosos, por su carácter lipófilico en mamíferos (Iwate *et al.*, 1994;

Ponce *et al.*, 2006; Albert *et al.*, 2014). Estas características se atribuyen a que los organoclorados tienen una estructura átomos con carbono, hidrógeno y ocasionalmente oxígeno, además son químicamente muy estables y persistentes (Albert, 1997; Palmerín *et al.*, 2014).

De acuerdo con Ramírez y Lacasaña (2001), el compuesto organoclorado como tal o sus metabolitos son contaminantes presentes en diversos tejidos en mamíferos, incluido el ser humano, por lo cual tienden a acumularse principalmente en el tejido celular subcutáneo, en el componente graso de la leche materna y de la sangre. Saeedi y Dehpour (2016) indicaron la asociación entre la exposición a plaguicidas organoclorados y desordenes de tipo neurodegenerativos, enfermedades neurodegenerativas y trastornos neuroconductuales.

En el medio acuático la presencia de organoclorados en los ambientes marino y estuarinos, pueden afectar el desarrollo de los organismos e inclusive la salud humana, sobre todo a través del consumo directo de especies como el ostión, camarón, mejillón, langostino, jaiba y peces (Calva y Torres, 1998; Carvalho *et al.*, 2009a). Coincidiendo con lo anterior Rueda *et al.* (1997) indicaron que debido al uso extensivo de los organoclorados, estos ingresan a los ambientes costeros principalmente por medio del aporte fluvial. Asimismo Benítez y Bárcenas (1996) señalaron como las principales rutas de entrada de plaguicidas al Golfo de México se encuentran los ríos Bravo, Soto la Marina, Panuco, Tuxpan, Cazonas, Tecolutla, Actopan, La Antigua, Papaloapan, Jamapa, Coatzacoalcos y Grijalva.

Albert y Benítez (1996), también indicaron que los plaguicidas son contaminantes de alto riesgo para el ambiente, particularmente en sistemas acuáticos costeros debido a que tienen diversas rutas de transporte como las escorrentías y la precipitación atmosférica, entre otras. Por lo tanto, Palmerín *et al.* (2014) indicaron que estudios sobre la evaluación de la presencia de plaguicidas organoclorados en el Golfo de México ha sido centrada principalmente en algunas lagunas costeras y escasamente en zonas marinas.

2.7. El endosulfán

El endosulfán es un plaguicida organoclorado, que de acuerdo con la International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) se denomina químicamente como 3-óxido de 6,9-metano-2,4,3-benzodioxatiepina-6,7,8,9,10,10-hexacloro-1,5,5a,6,9,9-hexahidro y se considera como un contaminante orgánico persistente (COP), por sus características químicas, su capacidad de movilización, sus efectos en la salud humana y animal, así como en el medio ambiente (UNEP, 2009a; UNEP, 2011; UNEP, 2013).

Este organoclorado es un insecticida y acaricida de contacto y estomacal de amplio espectro, por lo tanto tiene un efecto tóxico mortal al entrar en contacto o ser ingerido por una amplia variedad de insectos chupadores y masticadores, los cuales llegan a ser plaga en distintos cultivos agrícolas donde es utilizado (Bejarano, 2008). Este organoclorado se introdujo por primera vez para su uso en el año de 1950 por las compañías Hoechst AG y FMC Corporation (Maier-Bode, 1968; Li y Li, 2004; Li y Macdonald, 2005).

La composición del endosulfán grado técnico corresponde a una mezcla diastereomérica de dos isómeros (α y β) biológicamente activos, con proporción aproximada de 2:1 a 7:3, además de impurezas y productos de degradación (INIA, 1999; INE, 2011; UNEP, 2011). En su apariencia sólida corresponde a cristales o escamas de color crema a pardas y su existencia no ocurre de manera natural en el ambiente (ATSDR, 2000, 2001 y 2013).

El producto grado técnico de endosulfán debe contener al menos un 94% de endosulfán, de acuerdo con las especificaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Especificaciones FAO 89/TC/S), donde se estipula que el contenido de isómero- α oscila entre 64 y 67% y de isómero- β con un proporción de 29 a 32%. El α -endosulfán es asimétrico y se encuentra conformado por dos formas de silla axial. Mientras el beta tiene una forma simétrica. El isómero- β se convierte fácilmente en α -endosulfán, sin embargo no ocurre lo mismo para el isómero- α (INIA, 1999; INE, 2011).

Los efectos negativos en la salud humana, animal y en el ambiente del endosulfán, sus isómeros y metabolitos, han contribuido al interés de investigar y proponer la

sustitución de su uso en América Latina y Europa (IPEN, 2005; Bejarano *et al.*, 2008; Haffmans *et al.*, 2008; Bejarano *et al.*, 2009).

2.7.1. Uso de endosulfán a nivel mundial y en América latina

El endosulfán es uno de los plaguicidas más utilizados en el mundo, siendo Jamaica, Australia y Brasil los países que más lo utilizan (Calva y Torres, 1998). Esto se relacionó con una producción mundial intensa de endosulfán en 1984, estimada en 10 000 t anuales aproximadamente. Sin embargo, se considera que la producción hasta 2009 fue mucho mayor en comparación con la realizada en 1984. La India es el productor más importante en el mundo, con 9 900 t durante el periodo de 2001 a 2007, de esta producción exportó 4 104 t durante 2007 y 2008. Los siguientes productores importantes fueron Alemania con 40000 t por año aproximadamente, China con 24000 t, además de Israel y Corea (UNEP, 2009a).

Debe señalarse que existen discrepancias respecto a las cifras exactas sobre la producción mundial de endosulfán y su comercialización. De acuerdo con Bejarano (2008), la cantidad de endosulfán estimada estaba infravalorada, considerando la capacidad instalada de las empresas productoras existentes actualmente. Ya que para el caso de Europa casi el 90 % de las 490 t empleadas durante 1999, se utilizaron en países del Mediterráneo de la Unión Europea como Grecia, Italia y España (UNEP, 2007; Bejarano, 2009). Entonces, existe un predominio sobre el desconocimiento exacto del volumen de endosulfán utilizado mundialmente previo y posteriormente a su prohibición en varios países, debido a que la información existente se relaciona principalmente con estimaciones realizadas a partir del volumen de plaguicida importado a nivel país y los volúmenes de aplicación recomendados en dado cultivo, haciendo de este un cálculo inexacto que puede ser infra o supervalorado. Este desconocimiento se extendió a regiones con una economía creciente y que deseaban incrementar su producción por medio del uso indiscriminado de plaguicidas como el endosulfán en América Latina.

Los cálculos sobre el uso acumulativo del endosulfán en cultivos mundialmente se estiman en 338 kt aproximadamente, con un promedio mundial de uso entre 1980 y 1989 de 10.5 kt, y 12.8 kt para el periodo de 1990 y 1999. La tendencia general de su

uso total mundial aumentó sin cesar desde el primer año en que fue utilizado hasta los últimos años de la década de los 90. La India se posicionaba como el principal consumidor de éste compuesto a nivel mundial, con un uso total de 113 kt durante el periodo de 1958 y 2000 (Li y MacDonald, 2005). Aunque su uso actual se encuentra prohibido en al menos 60 países de acuerdo al proyecto de perfil de riesgos sobre el endosulfán (UNEP, 2009a). Este sigue produciéndose en países como la India e Israel. En otras regiones de importancia agrícola como la Unión Europea, Alemania es el único productor de endosulfán y el segundo a nivel mundial, cuya manufactura la realiza Bayer CropScience en Frankfurt-Griesheim con una producción anual de 4000 t en 2003. Sin embargo, la tendencia actual de su prohibición en una gran cantidad de países ha propiciado, que la gran mayoría del compuesto producido se exporta a países de América Latina, el Caribe y el Sudeste Asiático (Bejarano, 2008). También, Weber *et al.* (2010) señalaron una disminución del uso del endosulfán durante los últimos 15 años en el hemisferio norte y un incremento del uso de éste en el hemisferio sur. Esto coincide con el incremento en las importaciones y número de registros autorizados por los países América Latina.

En el caso de Centroamérica y el Caribe el endosulfán se utiliza principalmente en el cultivo del café, hortalizas y plantas ornamentales (Bejarano 2008). Ramírez (2009) indicó que los países que conforman Centroamérica importaron endosulfán, excepto Belice donde se reportó alta toxicidad en peces y mamíferos. En el caso de Costa Rica el endosulfán se aplica en 39 cultivos (Ramírez, 2009b). En Cuba éste compuesto era uno de los pocos organoclorados que continuo usándose, en 2007 se tenían 8 registros autorizados y su uso agrícola se permitió en 11 cultivos, en el control de lepidópteros, trips, mosca blanca, crisomélidos y broca del café (Pérez *et al.*, 2009). En Cuadro 1 se sintetizan los volúmenes, fecha y tipo de cultivos donde se usó endosulfán en algunos países de América Latina.

En México no existen cifras exactas del uso que se realiza de los plaguicidas (Albert, 2014) y es el mismo caso del endosulfán, solo se conoce a grandes rasgos los volúmenes de éste plaguicida importado al país (Navarrete *et al.*, 2016). De acuerdo con CICLOPLAFEST (2005) su uso estaba autorizado para 41 cultivos (Cuadro 1), mientras que Rendón y Bejarano, (2010) y RAPAM, (2014) indicaron su autorización en

más de 20 cultivos. Sin embargo, Guadarrama *et al.* (2009) señalaron a partir de la información del Sistema de Información Arancelaria de la Secretaría de Economía (SIAVI), ocurrió un incremento en importaciones de plaguicidas.

Cuadro 1. Volúmenes de importación de endosulfán, registros autorizados y uso en países de América Latina.

País	Año	Importación (toneladas)	Formulaciones y registros	Usos (cultivos autorizados)
México	2002	119	85 registros autorizados.	Hortalizas, gramíneas, leguminosas y frutales, maíz, algodón, trigo, frijol, diversas hortalizas, caña de azúcar, café, ornamentales, frutales, tabaco y vid.
	2006	731		
	2012	435.55		
	2013	60		
Argentina	1999	1 939 498	8 productos como concentrado emulsionable.	Cereales, alfalfa, algodón, florales, hortalizas, girasol, lino, maní, tabaco y soya.
	2002	3 539 612		
	2006	4 241 141		
	2002	50		
Uruguay	2007	176	21 formulaciones de concentrado emulsionable.	Apio, ciruela, coliflor, frutilla, pimiento, repollo, tomate, uva, zanahoria, papa, porotos, zapallo, cucurbitáceas, lechuga, maíz y soya.
Chile	2006	12 000.00 Kg de i. a.	ND	Permitido en 38 cultivos.
Bolivia	2004	134,616 L	13 productos comerciales registrados	Café, soya, flores y hortalizas.
	2007	252 900 L		
Paraguay	2003	261 168 L y 48 000 Kg de i. a.	ND	Tomate, locote, pepino, melón y sandía, y soya.
	2007	211.612 L y 3.600 Unidades	ND	
Guatemala	2004	169 614 Kg de i. a.	ND	Hortalizas, café, ornamentales, frutales, tabaco, algodón, melón, arveja china, chayote, piña, papa y arroz.
El Salvador	2003	199 28 Kg de i. a.	ND	
Honduras	2003	28 754 Kg de i. a.	ND	
Nicaragua	2004	18 720 Kg de i. a.	ND	
Panamá	2004	12 306 Kg de i. a.		
Costa Rica	2005	63 352 Kg de i. a.	32 registros de productos, (10 producto técnico en concentraciones de 90 a 99%.	Algodón, alfalfa, apio, avena, cebada, centeno, café, chile, cebolla, espinaca, girasol, lechuga, coliflor, col de bruselas, brócoli, tomate, repollo, maíz, sorgo, frijol, trigo, mango, aguacate, uva y manzana.
	2006	92 286.06 Kg de i. a.		
	2007	42 475 Kg de i. a.		

Fuente: Acosta (2009); Souza (2009); Ramírez (2009b); SIAVI, (2014); Ramírez (2009); Lovera y González (2009b); Maturana y Rozas, (2009b); Santivañez y Sarmiento (2009). i.a=ingrediente activo; ND= no determinado.

En América del Sur el uso del endosulfán se centró principalmente en el cultivo de soya y de hortalizas (Bejarano, 2009). La SENASA (2009) indicó que en Argentina se importaron aproximadamente 2 000 t cada año, cuyo destino de uso fueron cultivos de diversos productos básicos, frutas, granos y vegetales de consumo local. Bejarano (2008) también indicó que en Argentina que este organoclorado fue el plaguicida más utilizado junto con la cipermetrina y existió un incremento del 300% en su uso, con 1 500 t por año, empleado principalmente en el cultivo intensivo de soya. Asimismo, Souza (2009) señaló una tendencia creciente en la comercialización y uso del endosulfán con la expansión de la soya como monocultivo en este país, así como en Uruguay, Paraguay y Brasil (Weber, 2008). Además, el endosulfán por ser un producto de venta libre y no existir ningún tipo de restricciones a su uso, por lo que se utilizó en la producción de hortalizas en Paraguay (Lovera y González, 2009).

En Paraguay el cultivo de la soya tiene gran peso en la decisión sobre uso de plaguicidas como endosulfán. No obstante, en el caso de Brasil no se conoce una cifra exacta respecto al monto aproximado de endosulfán usado para su industria agrícola creciente. En Bolivia el mayor porcentaje del endosulfán se destinó también al cultivo de la soya, caña de azúcar y arroz, en el caso del café su uso se discontinuó desde hace 15 años (Santivañez y Sarmiento, 2009).

En Chile el uso de este plaguicida recayó en una mayor diversidad de cultivos como: manzano, peral, membrillero, duraznero, nectarino, ciruelo, cerezo, guindo, damasco, almendro, nogal, parronales, vides, arveja, haba, lenteja, maíz, papa, poroto, remolacha, raps, maravilla, tabaco, alcachofa, ajo, cebolla, melón, sandía, pepino, zapallo, ají, pimentón, tomate, repollo, brócoli, coliflor, semillero de trébol y semillero de alfalfa. La cantidad de endosulfán total vendido como ingrediente activo de insecticidas, rodenticidas y acaricidas fue 21 474 Kg, el cual correspondió a casi el 1% del total de plaguicidas vendidos en ese país (Maturana y Rozas, 2009).

La tendencia en el incremento del uso de endosulfán en América Latina indica que debido a su restricción y prohibición inminente en Europa y Estados Unidos, su producción se dirigió al mercado de países en desarrollo con normas menos estrictas en materia ambiental y de seguridad ocupacional.

A pesar de la prohibición y los convenios establecidos para detener el uso total del organoclorado a nivel mundial, se espera que su uso continúe algunos años más. Esto se relaciona con lo establecido por la ATSDR (2015) señaló que la cancelación todos los usos del endosulfán están programados para terminar el 31 de julio de 2016, mientras su fase de salida se ejecutará en seis etapas durante un período de 4 años. Respecto a lo anterior debe considerarse que el uso de endosulfán en ciertos tipos de cultivos y productos está programado para terminar.

2.8. Rutas de transporte del endosulfán en el medio ambiente

La aplicación del endosulfán en la actividad agrícola implica que su transporte hacia los cuerpos de agua aledañas se lleve a cabo a través de las zonas agrícolas. En este proceso de transporte en el medio ambiente interfieren diversas vías como la volatilización, lixiviación, difusión, sorción, desorción y la resuspensión de los contaminantes (Calva y Torres, 1998). Paralelamente a esta movilización ocurre la intervención de la biota como microorganismos presentes en el suelo, las plantas y animales, estos últimos son los primeros receptores de endosulfán previo a su consumidor final como el hombre. Navarrete *et al.* (2016) señaló que la forma como estas rutas de transporte actúan están influenciada a su vez por las características intrínsecas y particulares de cada compartimiento ambiental, considerando que el endosulfán es hidrofóbico tiene poca presencia en agua, pero cuando existe materia orgánica o sólidos disueltos en ésta se incrementa su capacidad de retención.

Los principales mecanismos que ocurren a través de los compartimientos ambientales es decir se las zonas donde se aplicó hasta su destino final en el ambiente se describen a continuación. Considerando lo anterior Carriger y Rand (2008) indicaron que cuando se aplica endosulfán con fines agrícolas cerca de los ecosistemas acuáticos, se tendrán efectos adversos preocupantes sobre peces e invertebrados, especialmente después de exposiciones agudas. Por tanto una vez que se aplicó el endosulfán su primer contacto ocurrida con los compartimientos aire, suelo y finalmente el agua.

2.8.1. Transporte del endosulfán en el compartimento aire

El mecanismo de liberación de plaguicidas como el endosulfán en la atmósfera ocurren después de la aplicación y se asocia al uso intensivo del mismo (Hapeman *et al.*, 2013). Uno de los primeros puntos de contacto con el endosulfán ocurre con la matriz aire, aunque el endosulfán es estable a la fotólisis se produce su fotooxidación a sulfato de endosulfán (UNEP, 2011). Por su capacidad de transporte en el aire, el endosulfán es un plaguicida global, particularmente el α -endosulfán que por su persistencia y capacidad de movilización puede viajar grandes distancias mediante el transporte atmosférico (corrientes de aire) (Weber *et al.*, 2010). Asimismo Bejarano (2009), UNEP (2009) e INE (2011), indicaron que por características de una alta persistencia y volatilidad contribuyen a su difusión en el ambiente después de ser aplicado y viajar grandes distancias. Coincidiendo con lo anterior, Calva y Torres (1998) señalaron que la volatilización produce el reingreso de un contaminante a la atmósfera. Asimismo Guerin y Kennedy (1992) señalaron que la disipación de este plaguicida en el aire ocurre principalmente debido a la volatilización, ya que el α -endosulfán tiene un ritmo de degradación mucho mayor que el β -endosulfán, por lo tanto el primero es más volátil.

La volatilización representa la principal vía de transporte del plaguicida en el aire, Kennedy *et al.* (2001) señalaron que aproximadamente un 70 % del endosulfán aplicado sobre el cultivo de algodón se volatiliza dentro de las primeras dos a tres semanas después de la aplicación. Además la deposición del endosulfán está relacionada con la dirección del viento y su velocidad en el momento de su aplicación, señalándose con esto la importancia de parámetros ambientales en la dispersión del endosulfán (Kennedy *et al.*, 2001).

Existen además otras características que influyen en el transporte en una región determinada como la presencia de lluvias frecuentes, alta humedad y temperatura, y el tipo de suelos principalmente calcáreos, estas características contribuyen a acelerar el proceso de volatilización regional (Hapeman *et al.*, 2013). No obstante a la información previa, cabe destacar la existencia de escasa información precisa sobre los mecanismos exactos de transporte de endosulfán en el aire.

2.8.2. Transporte del endosulfán en el compartimento suelo

La persistencia de endosulfán en el suelo es alta, ahí éste se adsorbe fuertemente y es relativamente inmóvil (FAO, 2000; Nieto, 2001). Por lo tanto, el endosulfán tiene la tendencia de ser más estable en el suelo que en el agua (Peterson y Batley, 1993). Su movilización y fijación en el suelo se encuentra sujeto a algunos mecanismos como la difusión y lixiviación que interfieren directamente con su transporte, así como su capacidad para adherirse a los sedimentos y el suelo.

Los principales mecanismos de transporte en el suelo son la lixiviación y la difusión. De acuerdo con INECC (2016), la primera es el parámetro más importante en la evaluación del movimiento de un compuesto en el suelo y se encuentra relacionada con la dinámica del agua, la estructura del suelo y las características propias del plaguicida, en este caso del endosulfán. Mientras tanto la difusión se caracteriza por el movimiento de moléculas debido a su gradiente de concentración, a su este gradiente se ve influenciado por parámetros como la porosidad, adsorción y las características propias del plaguicida.

En el suelo, el transporte y la degradación del endosulfán depende de los factores ambientales, propios de esta matriz y de la acción de los microorganismos. Coincidiendo con lo anterior, Singh *et al.* (2014) señalaron que la velocidad de degradación del endosulfán depende principalmente del tipo de suelo, el pH, la actividad microbiológica y la temperatura. El pH tiene un papel central en los períodos de semidesintegración del α y β -endosulfán, debido a que estos tiempos pueden extenderse por un periodo de horas hasta meses dependiendo de éste parámetro solamente. También ocurre una fácil degradación de éste organoclorado por los microorganismos presentes en el suelo.

Las propiedades químicas específicas de este organoclorado como su coeficiente de partición de octanol/agua (K_{OW}), constante de ley de Henry, coeficiente de adsorción de carbono orgánico (K_{OC}), el tipo de isómero y metabolito y la persistencia del mismo, influyen también en su fijación en suelo. De acuerdo con Jia *et al.* (2012), el coeficiente de partición aire-agua (K_{AW}) inferior de β -endosulfán y sulfato de endosulfán en comparación con α -endosulfán indican que los dos primeros compuestos pueden distribuirse (particionarse) a las fases acuosas con más facilidad que este último.

Además β -endosulfán y sulfato de endosulfán tienen un alto coeficiente de partición octanol-aire (K_{OA}) en comparación con el isómero- α , por lo tanto los dos primeros se adherirán más fácilmente al suelo que α -endosulfán. Respecto a la persistencia, los compuestos β y sulfato de endosulfán tienen una vida media en suelo mucho más mayor, esto contribuye a que tengan una persistencia mucho más larga que el isómero α con un promedio de 35 días (Jia *et al.*, 2012). El sulfato de endosulfán también es altamente estable en esta matriz con una vida media de aproximadamente 100 días, mientras que Σ endosulfán (isómeros $\alpha + \beta +$ sulfato de endosulfán) tienen una vida media de aproximadamente 43 días en el suelo (Weber *et al.*, 2010).

El comportamiento de los isómeros de endosulfán en el suelo se debe a las propiedades fisicoquímicas opuestas de ambos isómeros, que contribuyen a un mayor enriquecimiento de α -endosulfán, como una constante de la ley de Henry más alta del α -endosulfán con $0.70 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ y de $0.045 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$ para el isómero- β (Astoveza *et al.*, 2016). El coeficiente de partición de octanol/aire del isómero- β es superior con un valor de $\log K_{OA}$ de 9.28, mientras el isómero- α posee un valor de 8.64. Estas diferencias entre los isómeros contribuyen a promover una fuerte volatilización en los suelos y las plantas del α -endosulfán, así como una mayor adsorción al suelo y partículas en el aire del β -endosulfán (Astoveza *et al.*, 2016).

La isomerización del endosulfán también contribuye al incremento de uno de estos compuestos en el ambiente, Astoveza *et al.* (2016) señalaron que la isomerización de β -endosulfán en α -endosulfán contribuye al enriquecimiento del último durante los períodos cálidos. Weber *et al.* (2010) también indicaron una conversión significativa de β -endosulfán en el isómero- α , el cual correlacionaron positivamente con el incremento de la temperatura debido a las implicaciones espacio-temporales en este proceso de conversión en el medio ambiente.

El análisis del proceso de isomerización del endosulfán se ha analizado en condiciones de laboratorio, Schmidt *et al.* (2014) reportaron también que éste mecanismo es depende de la temperatura al identificar los movimientos en la estructura de los isómeros y la posterior conversión del isómero β en α -endosulfán de manera irreversible. Lo anterior contribuye a explicar lo reportado por Astoveza *et al.* (2016) al señalar un patrón temporal marcado con picos de enriquecimiento del α -endosulfán

durante los períodos cálidos, mientras Σ endosulfán presentó valores mínimos y una mayor proporción de sulfato de endosulfán durante los períodos más fríos.

A pesar del mecanismo de conversión de α -endosulfán debe recalarse que β endosulfán tiene tendencia a fijarse fuertemente en suelo y sedimento, explicando por qué se encuentra en mayor proporción en suelo y puede que no ocurre su isomerización al compuesto α -endosulfán. Respecto a lo anterior, Peterson y Batley (1993) señalaron en estudios de partición de endosulfán, que éste se absorberá rápidamente a los sedimentos en suspensión y la parte inferior de los cuerpos de agua una vez que entra en medio acuático. Destacando que el β -endosulfán tiene una mayor tendencia a adherirse al suelo y los sedimentos.

Debe indicarse que la mayoría de las investigaciones sobre la isomerización han sido realizadas en condiciones controladas de laboratorio y empleando variables como temperaturas elevadas de hasta 100 °C como en el caso de lo reportado por Schmidt *et al.* (2014) en párrafos anteriores. Estas investigaciones contribuyen a sentar las bases científicas para explicar lo que realmente ocurre en el medio ambiente y con los compuestos como el endosulfán, cuando ocurren condiciones cercanas a las variables analizadas.

Las condiciones del suelo son otro factor determinante para explicar el transporte de éste organoclorado a través de los compartimientos ambientales. De acuerdo con Nieto (2001) y FAO (2000) la variabilidad en el periodo de semidegradación (DT_{50}) del endosulfán depende si ocurre en condiciones aerobias, región (templada o tropical), así como las condiciones del campo de cultivo donde se aplicó. En condiciones aerobias en suelo y sedimentos ácidos a neutros el Σ endosulfán total (isómeros α , β y sulfato de endosulfán) tiene una TD_{50} estimada entre 9 meses a 6 años (UNEP, 2011). Existe una asociación entre la persistencia de los isómeros con las condiciones en que se realicen los estudios, es decir, condiciones de laboratorio o campo. En estudios en condiciones de laboratorio reportaron valores de TD_{50} <30 días; en contraste, señalaron una baja persistencia del α y β -endosulfán en suelo. Investigaciones en campo señalaron una TD_{50} para el sulfato de endosulfán y compuesto grado técnico oscila entre 3 a 8 meses (UNEP, 2011). Las tasas de degradación de los isómeros de endosulfán en suelo están relacionadas con la concentración de aplicación y el tipo de isómero del que se trate

(Hwang *et al.*, 2015). En la Figura 1 se indican las principales rutas de transporte de las zonas agrícolas hacia áreas aledañas como los sistemas lagunares y otros cuerpos de agua, así como las principales interacciones entre los compartimientos ambientales aire, suelo, agua y biota.

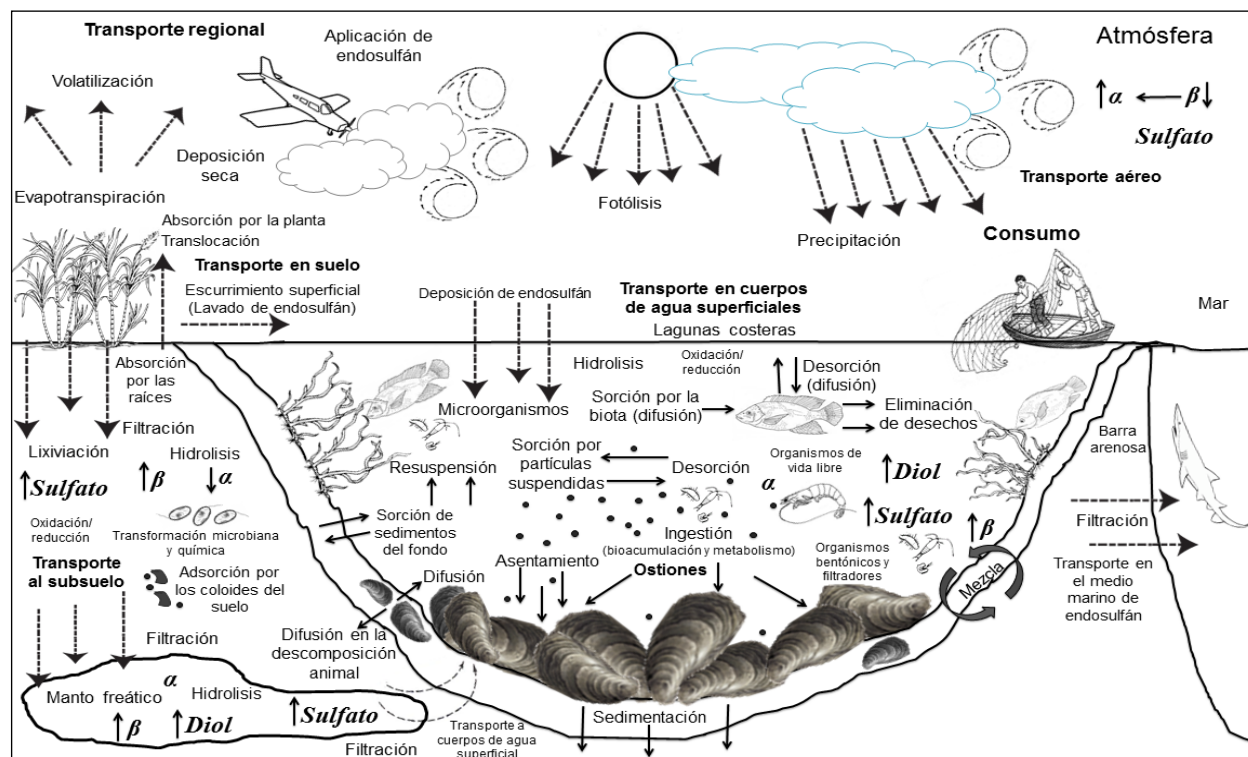


Figura 1. Mecanismos de transporte de isómeros del endosulfán y metabolitos de zonas agrícola hacia sistemas lagunares. Modificado de Majewki y Capel (1995); INECC (2016); Navarrete *et al.* (2016).

La distribución del endosulfán en el perfil del suelo es otro punto importante en su movilización y su posterior transporte hacia aguas subterráneas. Wang *et al.* (2014) también señalaron que esta distribución vertical del endosulfán está controlada por los procesos de transporte y transformación en el suelo. Reportaron además la presencia del Σ endosulfán en diferentes profundidades de suelo, con la detección de la máxima concentración del plaguicida en las capas superficiales de 0 a 40 cm profundidad. El Σ endosulfán se encontró en las capas más profundas, corroborando el transporte del endosulfán mediante su lixiviación en el agua a través de los poros del suelo.

Otras investigaciones también han reportado la capacidad de migración vertical del endosulfán. El-Bakouri *et al.* (2007) señalaron que la lixiviación del sulfato de endosulfán en columnas inalteradas de suelo brinda información sobre la migración vertical de éste plaguicida y evidencia a éste metabolito como un importante contaminante de las aguas subterráneas. Silva (2013) reportó la contaminación del agua subterránea por endosulfán, sin embargo existieron diferencias en el patrón de los isómeros y metabolito de endosulfán con una concentración media de: α -endosulfán, β -endosulfán y sulfato endosulfán con una 0.024 ± 0.01 , 0.016 ± 0.02 y 0.001 ± 0.001 mg L⁻¹, respectivamente.

En los mecanismos que regulan la movilización del endosulfán en el suelo debe añadirse el papel que desempeña la biota, específicamente las plantas en el transporte y la asimilación de este plaguicida en el suelo. Debe considerarse además la posible repercusión a la salud pública por el consumo de alimentos ya sean plantas y organismos como peces, moluscos, productos lácteos, carne, entre otros que contienen trazas de plaguicidas como endosulfán. Respecto a lo anterior Wang *et al.* (2014) señalaron que la ingesta dietaria total de endosulfán para las personas en China tuvo un valor de 3.6×10^{-5} mg kg⁻¹ d⁻¹; el porcentaje de contribución de los alimentos fue: granos, verduras y el pescado con 51, 43 y 5%, respectivamente.

Las plantas representan una fuente importante de aporte del endosulfán por lo cual debe analizarse cómo ocurre la distribución de este organoclorado del suelo a las plantas y su distribución en las mismas. Hwang *et al.* (2015) indicaron que los estudios sobre la distribución y absorción del endosulfán derivado del suelo a los cultivos son escasos, por lo cual es necesario conocer los patrones dinámicos que ocurren en la captación de éste plaguicida presente en el suelo por las plantas. Además reportaron que los residuos del endosulfán en plantas se absorben en mayor concentración en raíces, seguido por hojas, tallos y finalmente los frutos. El isómero- α se absorbió con mayor frecuencia en comparación como isómero- β y sulfato de endosulfán. También Esteve-Turrillas *et al.* (2005) reportaron una mayor absorción del α -endosulfán en plantas derivado del suelo respecto a β -endosulfán.

En contraste otras investigaciones indicaron la prevalencia de otros isómeros, Singh y Singh (2014) indicaron al isómero- β como el principal residuo absorbido del suelo por

diversas plantas. Mientras Hwang *et al.* (2015) reportaron al sulfato de endosulfán como el residuo con mayor concentración en las raíces de pepino.

Las diferencias en la absorción de los isómeros de endosulfán en plantas pueden relacionarse también con las características químicas de éstos, Hwang *et al.* (2015) indicaron que una mayor tasa de absorción del isómero β por las plantas se relaciona con la mayor solubilidad acuosa de éste isómero, hasta mayor 10 veces mayor en comparación con α -endosulfán (Weber *et al.*, 2010). Las especies de plantas presentan diferencias en los patrones de absorción del endosulfán y que este patrón varía en función de la especie de planta (Singh y Singh, 2014; Hwang *et al.*, 2015).

Diversos factores pueden afectar los procesos de absorción y distribución de endosulfán en la vegetación entre los principales se encuentran: las propiedades físico-químicas del compuesto, las condiciones ambientales, el tipo de suelo y las características de la planta. De acuerdo con Wang *et al.* (2014), estos procesos son descritos como una serie de reacciones consecutivas de partición entre los sólidos del suelo y el agua de éste, de ésta última y las raíces de las plantas, de éstas y el proceso de transpiración, y finalmente entre la transpiración y el tallo de la planta.

2.8.3. Transporte del endosulfán en el compartimento acuático

El proceso de movilización del endosulfán dentro de los complejos aire, suelo y planta debe entenderse con la participación activa que desempeñan el agua y los sistemas acuáticos. Debido a que la transmisión de contaminantes como endosulfán del suelo hacia el agua y su resuspensión en la misma. Coincidiendo con esto Hose *et al.* (2003) señalaron que este organoclorado puede mobilizarse de los sedimentos presentes en la columna de agua. Guerin y Kennedy (1992) reportaron en los sistemas acuáticos estériles a la volatilización como causa principal de la disipación del plaguicida.

La principal ruta de incorporación de los plaguicidas organoclorados presentes en los ecosistemas acuáticos es a través su transporte en el agua por advección, es decir mediante el movimiento horizontal de las contaminantes disueltos (Calva y Torres, 1998). Éste proceso depende de la velocidad y dirección de las corrientes, su dispersión implica la mezcla de estas sustancias en la columna de agua. Durante éste evento pueden ocurrir reacciones físicas de tipo químico y biológico tales como: la

fotólisis, oxidación, la hidrólisis, volatilización, y transformaciones biológicas como la adsorción y bioacumulación (Calva y Torres, 1998).

En el ambiente acuático como en otras matrices ambientales la capacidad de reacción del endosulfán se encuentra estrechamente relacionada con las diferentes propiedades químicas de sus isómeros y metabolitos. Tal es el caso la solubilidad en el agua del endosulfán, Goebel *et al.* (1982) indicaron diferencias en ésta propiedad con un valores de 0.32 y 0.33 mg L⁻¹ para α y β -endosulfán, respectivamente. Esta característica se relaciona con su capacidad de incorporación y reacción en el agua.

Los isómeros del endosulfán pueden disiparse en sistemas acuosos simples a pH neutro en ausencia de material biológico o la catálisis química, se reportó que β -endosulfán se degrada más fácilmente que α -endosulfán (Guerin y Kennedy, 1992). La formación de sulfato de endosulfán no se evidenció en estos los tratamientos experimentales, relacionaron la ausencia de éste metabolito en agua en ausencia de actividad microbiana o su oxidación química fuerte. También Miles y Moy (1978) indicaron que la formación del sulfato de endosulfán en entornos naturales ocurre a través de la oxidación biológica y degradándose sólo lentamente tanto química como biológicamente.

En la distribución de los plaguicidas en sistemas acuosos es importante considerar los estudios de degradación microbiana y la disponibilidad del compuesto es probable que también afecte su degradación. En el caso de ambos isómeros de endosulfán, estos son químicamente degradados en incubaciones acuosas y por lo tanto en el sistema solo se detectaron trazas de endosulfán diol (Guerin y Kennedy, 1992).

Las investigaciones realizadas sobre la incorporación de éste contaminante en el agua hacen énfasis en papel central de la hidrólisis en la reacción del endosulfán con esta matriz. La formación de niveles de trazas de endosulfán diol se detectó como producto de la hidrólisis en la incubación de experimentos que contenían endosulfán inicialmente (Guerin y Kennedy, 1992). También Peterson y Batley (1993) señalaron que en el agua la hidrólisis del endosulfán produce el metabolito endosulfán diol.

Otras características como la constante de la Ley de Henry en endosulfán contribuyo a definir que β -endosulfán se convierte fácilmente en α -endosulfán en la fase acuosa (Schmidt *et al.*, 2014). También Peterson y Batley (1993) reportaron que β -endosulfán

es hidrolizado más rápidamente que α -endosulfán, sin embargo éste último es más volátil que β -endosulfán y puede disiparse por éste mecanismo, así como la isomerización y la hidrólisis biológica.

En el agua como en la matriz suelo puede existir la influencia de varios factores químicos como la hidrólisis y el pH que conducen a generar otro metabolito como endosulfán sulfato y acelerar estos procesos. De acuerdo con UNEP (2011), existe una fuerte asociación en las condiciones de pH en el medio acuático donde se lleve a cabo el proceso generándose su degradación hidrolítica. Goebel *et al.* (1982) indicaron que ambos isómeros α y β son susceptibles a la hidrólisis alcalina. Las condiciones de pH imperantes en los sistemas acuáticos influirán en la velocidad de degradación de endosulfán.

La relación entre la velocidad en que ocurre la hidrólisis y el pH se ha documentado ampliamente. Señalándose una hidrólisis más rápida en medios alcalinos y asociaron la diferencia en la velocidad de reacción con las vidas medias de la mezcla de endosulfán con 28, 5.7 y 0.7 días en condiciones de pH 5, 7 y 9, respectivamente Southan y Kennedy (1996). También Guerin y Kennedy (1992) destacaron el papel central del pH en esta reacción e indicaron que la tasa de hidrólisis en condiciones de pH 8 serán 10 veces más rápida que la obtenida a pH 7. En la incubación de agua también se reportó una variación en la vida media del α -endosulfán respecto al pH, con una duración de 35 días a pH 7 y 105 días a pH 5.5 (Greve y Wit, 1971).

Las condiciones con un pH menor generan que se requiera un mayor tiempo de degradación, es decir, en condiciones ácidas con un pH de 5 y una temperatura de 25 °C se obtuvo una $TD_{50} > 200$ días (Bejarano *et al.*, 2008; UNEP, 2007; UNEP, 2011). En condiciones de pH neutro se registró una DT_{50} de 10 a 20 días y de menos de un día a 0.2 días con un pH 9 (alcalinas). Los metabolitos obtenidos en dicha transformación son: sulfato de endosulfán, endosulfán diol, endosulfán lactona y endosulfán-ácido hidroxicarboxílico (UNEP, 2009a, 2011).

Las condiciones de pH además de influir en la velocidad de reacción se relacionan con la persistencia, de acuerdo con INECC (2014) el pH y la persistencia de endosulfán total en condiciones anaeróbicas de ácidas producen una persistencia de cuatro días. En contraste UNEP (2009a) indicó una TD_{50} es mayor a 120 días, no obstante no se

describen las condiciones en que se desarrolla este proceso. UNEP (2007), señaló en el caso de condiciones de pH 7 la variación en la persistencia en un rango de 10 a 20 días, con un pH 9 y una temperatura de 25°C permanecen por 0.2 días.

La fijación del endosulfán en condiciones agua-sedimento provoca variaciones en su persistencia. De acuerdo con Jones (2002 y 2003) en estas condiciones la permanencia de este organoclorado presentó un rango entre 3.3-273 días. De acuerdo con Leonard *et al.* (1999) las principales fuentes de variación en la historia de exposición del sedimento en la columna de agua y las pérdidas de endosulfán por la hidrólisis se asocian con el desconocimiento sobre las condiciones de la toma de muestras y análisis. También Hose (2003) indicó que dentro de los sedimentos acuáticos se sabe poco sobre la distribución vertical de los plaguicidas en el perfil de sedimentos y particularmente la verdadera contribución de endosulfán en la columna de agua (profundidad del cuerpo de agua) en las concentraciones del agua adyacente. Leonard *et al.*, (2001) señalaron que en condiciones estáticas la desorción del endosulfán en los sedimentos contaminados puede originar concentraciones en el agua circundante puedan ser tóxica para algunos organismos.

Otras investigaciones señalaron la importancia del contenido de sedimento y materia orgánica en el comportamiento de endosulfán en sistemas acuáticos. Peterson y Batley (1991; 1993) indicaron que este organoclorado se encuentra presente en el agua como producto de la escorrentía en la fracción soluble no sedimentable en un 80% (en la fase acuosa) y significa su unión a la materia coloidal (Kennedy *et al.*, 2001). Debido a la baja solubilidad del plaguicida en agua se obtuvo una concentración de hasta 250 veces superior por la presencia de sedimentos en suspensión en las escorrentías (Kennedy *et al.*, 2001). Coincidiendo con lo anterior Peterson y Batley (1993) señalaron en estudios de partición que éste compuesto se absorbe rápidamente a los sedimentos en suspensión y la parte inferior de los cuerpos de agua una vez que entra en el medio acuático. El β -endosulfán también tiene una mayor tendencia a adherirse al suelo, los coloides solubles y los sedimentos en suspensión (Peterson y Batley, 1993).

Las características de los metabolitos de endosulfán también influyen sobre como ocurre su transmisión en el agua a través de los sedimentos. Carriger y Rand (2008) indicaron que en zonas estuarinas se espera la presencia de sulfato de endosulfán

debido a sus características como: ser más hidrofóbico, adsorberse y transportarse en los sedimentos de agua dulce a agua salada.

Con lo anterior cabe destacar que aunque los procesos químicos que intervienen en la degradación del endosulfán en el ambiente acuático son similares a los ocurridos en la matriz suelo, la velocidad y persistencia en dichas reacciones se encuentran también mediadas por factores como el pH del agua, la presencia de materia orgánica en la misma y hasta el tamaño de partículas. Coincidiendo con esto último Leonard *et al.* (2001) señalaron que la sorción endosulfán fue significativamente mayor en la fracción de partículas >63 μm en comparación con las fracciones de partículas de tamaño más pequeño.

En los argumentos previamente referenciados contribuyeron a definir que las principales reacciones químicas que ocurren en el ambiente acuático se relacionan con las diferencias en los valores de solubilidad de los isómeros, sus propiedades químicas como la presión de vapor y polaridad, los cuales son importantes para la comprensión de su distribución y reactividad en el medio ambiente. Además de las condiciones de pH deben considerarse simultáneamente las características intrínsecas de los isómeros de este organoclorado como en las matrices ambientales aire, suelo y biota.

2.9. Contaminación de los sistemas lagunares con endosulfán

El análisis de la presencia de plaguicidas organoclorados se ha determinado en diversos sistemas lagunares estuarinos como Alvarado-Camaronera, Carmen-Machona y Términos, entre los principales (Calva y Torres, 1998). Sin embargo, la evaluación de la presencia del endosulfán ha sido escasa en las investigaciones realizadas en las matrices ambientales agua, sedimento y fauna acuática de los sistemas lagunares costeros en el Golfo de México (Palmerín *et al.*, 2014).

Dentro de las escasas investigaciones realizadas en México, está el trabajo realizado por Rendón y Bejarano (2010) quienes reportaron la presencia de residuos de endosulfán en ecosistemas acuáticos de las costas mexicanas en diversos compartimientos ambientales tales como sedimento, agua y organismos como el ostión (*C. virginica*), camarones como *P. vannamei*, peces *Cichlasoma spp.*, *Ariopsis assimilis*

y aves como: águila pescadora *Pandion haliaetus*, garza garrapatera *Bubulcus ibis*, palomas *Zenaida macroura*, y cormoranes *Phalacrocorax auritus*.

Carvalho *et al.* (2009a), también evaluaron la presencia de diversos organoclorados como endosulfán en los compartimientos agua, sedimento y organismos bentónicos como ostión (*C. virginica*) procedentes de laguna de Términos, Campeche. A pesar de reportar la presencia de una gran variedad de plaguicidas organoclorados entre ellos endosulfán en los diversos compartimientos ambientales, las concentraciones se encontraron dentro de los límites permisibles.

A partir de las investigaciones antes mencionadas puede indicarse que el endosulfán presenta una amplia distribución en ecosistemas acuáticos, por lo tanto tener una mayor repercusión en la fauna y la salud pública debido a su toxicidad y persistencia. Sin embargo, se carece de normas nacionales específicas que regulen los niveles de plaguicidas organoclorados como endosulfán.

2.9.1. Bioacumulación de endosulfán en ostión (*C. virginica*)

Los moluscos son seleccionados como especies de monitoreo por su estilo de vida sésil y sedimentario, así como su habilidad para integrar la contaminación del medio en mismo tiempo y espacio (Lango *et al.*, 2013a). Los moluscos bivalvos como *C. virginica* pertenecen a los principales grupos de organismos empleados como bioindicadores de la calidad ambiental de los cuerpos acuáticos como las lagunas costeras del Golfo de México (Páez-Osuna y Osuna-Martínez, 2011).

El ostión americano como organismo filtrador puede bioacumular activamente una diversidad de contaminantes, por sus características fisiológicas y capacidad bioacumuladora (Cutz *et al.*, 2010; Lango *et al.*, 2013b) entre estos contaminantes se encuentra el endosulfán. No obstante, aunque existen precedentes sobre un incremento gradual en la concentración de este plaguicida se carece de monitoreos consecutivos en estos sistemas lagunares. Respecto a lo anterior Liu *et al.* (2010) señalaron que debido a la escasa información sobre la concentración de endosulfán en especies de peces y moluscos se dispone de pocos datos con los cuales se pueda comparar los resultados obtenidos.

Carvalho *et al.* (2009b), en la laguna de Términos, Campeche, encontraron altas concentraciones del endosulfán en tejido blando de *C. virginica* y asociaron estas concentraciones con la afinidad del plaguicida a los componentes lipófilicos del mismo. Lango *et al.* (2013a), al evaluar la presencia de endosulfán en *C. virginica* de las lagunas Madre y Mandinga, Veracruz, y Mecocacán, Tabasco, asociaron las máximas concentraciones de organoclorados con los hábitos fisiológicos del organismo, así también relacionaron la bioacumulación de estos contaminantes con una fuente constante de contaminación.

La presencia de los isómeros de endosulfán en organismos acuáticos como ostión, camarón y peces en sistemas lagunares del Golfo de México se ha realizado en escasas investigaciones. En la recopilación realizada por Navarrete *et al.* (2016) destacaron los vacíos en la información sobre el monitoreo de plaguicidas organoclorados como endosulfán en México

2.9.2. Toxicidad del endosulfán en *C. virginica*

La toxicidad aguda estima LC_{50} para *C. virginica* es 0.45 ppb a 96-hr, mientras el NOEC/ LOEC ocurre a una concentración de 0.05 ppb (EPA, 2002). No obstante a la alta toxicidad del plaguicida en organismos acuáticos, existen pocos estudios que determinen y expliquen los efectos tóxicos específicos de los isómeros de endosulfán y sus metabolitos en *C. virginica*. Por tanto es necesario realizar la comparación con los efectos tóxicos del endosulfán reportados en otras especies de bivalvos.

Los daños causados por el endosulfán en bivalvos han reportado afectaciones en etapas tempranas como la larval generando afectaciones en el desarrollo futuro de estos bivalvos. Coincidiendo con esto Wessel *et al.* (2007) reportaron que larvas en D de *Crassostrea gigas* presentaron embriotoxicidad y genotoxicidad como ruptura en el ADN causado por exposición a endosulfán a concentraciones de 300 y 150 nM. Señalaron además un aumento en el número de larvas D anormales a partir de la concentración más alta de endosulfán probada con una concentración de 300 nM.

El efecto de exposición a endosulfán no se limita a la afectación a nivel de estadio larval, sino también en la generación de efectos en adultos reproductores. De acuerdo con lo anterior Roberts (1972) señaló una reducción en el desove y el índice de

condición (IC) en mejillones (*Mytilus edulis*) expuestos al endosulfán. La presencia del endosulfán en el ambiente además puede interactuar con las condiciones ambientales para tener un efecto en la fisiología y reproducción de *C. virginica*. De acuerdo con Scott *et al.* (2002), la presencia de bajas salinidades también se asoció con la bioconcentración del endosulfán en *C. virginica*, además de indicar una mayor concentración del plaguicida en el agua superficial respecto a los ostiones.

En relación con el aspecto reproductivo Marcus (1988) reportó que *C. virginica* responde a una reducción en la salinidad y presencia de contaminación por plaguicidas con reducción en el IC y GI (índice gonádico). Kamble y Shinde (2011) realizaron un tratamiento crónico con endosulfán (producto comercial Thiodan) en gónadas del bivalvo de agua dulce *Lamellidenes corrianus* durante tres temporadas de un ciclo anual, indicando una disminución global en el nivel de glucógeno, generándose con esto una reducción del contenido glucógeno en las gónadas durante la temporada de verano.

Aunque pueden existir diferencias en la respuesta a la exposición de un determinado compuesto, Uno *et al.* (2001) señalaron que las diferencias entre especies pueden ser atribuidas a diferencias en la capacidad para eliminar los plaguicidas en estas especies.

Sin embargo independientemente de la especie que sea expuesta a endosulfán, al tratarse de organismos acuáticos sus respuestas a éste contaminante presentan algunas similitudes en los órganos que generaran una respuesta para tratar de compensar el daño. Coincidiendo con esto Robert (1972) señaló a la glándula digestiva como el sitio de almacenamiento más importante del endosulfán en peces, escalopas, mejillones y otros bivalvos. La glándula digestiva (hepatopáncreas) en *L. corrianus* almacenó la máxima concentración de endosulfán con 198.32 ± 14.65 ppm durante la temporada de invierno, en comparación con una menor concentración en branquias y gónada (Kamble *et al.*, 2012). Indicaron también los máximos porcentajes de acumulación durante el verano se obtuvieron en branquias (919,77%), hepatopáncreas (839,36%) y gónadas (251,38%). Kamble y Mahajan (2013) también en un tratamiento subletal de Thiodan en *L. corrianus* señalaron severos daños en el hepatopáncreas debido este organoclorado durante la estación de invierno.

Kamble *et al.* (2012) también reportaron que la bioacumulación de los isómeros de endosulfán después de un tratamiento subletal con *L. corrianus* dependerán de la temporada y el tejido analizado. Señalaron además del efecto de la temporalidad y tejido debe considerarse las capacidades particulares de cada especie de bivalvo para tolerar un contaminante específico. Respecto a la tolerancia reportada en cada especie, al respecto Bharathi *et al.* (2014) reportaron en el bivalvo *Mytilopsis sallei* altos valores de LC₅₀ del endosulfán relacionándose con la alta capacidad de la especie para tolerar la contaminación por éste plaguicida realizando el cierre de sus valvas.

2.10. Daños a la salud humana por exposición a endosulfán

El principal daño a la salud humana por el endosulfán asociado con la exposición de éste, es la afectación a nivel al sistema nervioso central. UNEP (2007; 2009a; 2011) reportaron que por su estructura este organoclorado tiene afinidad con los receptores gamma-aminobutírico (GABA) en el cerebro con lo cual actúa como antagonista no competitivo del GABA. El enlace del endosulfán al receptor GABA induce la incorporación de iones de cloruro por las neuronas con lo cual se provoca la hiperpolarización de la membrana (Cuadro 2). El bloqueo de ésta actividad se traduce en una repolarización parcial de la neurona y en un estado de excitación incontrolable. Se ha reportado también que éste organoclorado altera las concentraciones de los iones sodio y potasio, disminuye los niveles de calcio y magnesio en el plasma sanguíneo (Naqvi y Vaishnavi, 1993).

La exposición de endosulfán aun a bajas dosis de concentración deriva en una severa afectación a la salud. Canlet *et al.* (2013), señalaron que una dosis baja de 30 mg kg⁻¹ de este compuesto generó cambios en el contenido de glucosa endógena en el hígado, reflejó alteraciones en los niveles de diabetes y resistencia a la insulina en el plasma. La exposición al endosulfán además se caracterizó por la presencia de marcadores metabólicos específicos en el plasma, hígado y médula ósea de ratones expuestos al endosulfán en la dieta.

Cuadro 2. Principales efectos en la salud relacionados con la exposición a endosulfán.

Tejido	Efectos en la salud	Referencia
Células humanas HepG2 (hepatoblastoma)	Genotoxicidad en estas células para ambos isómeros (α y β -endosulfán). El isómero- β generó una más fuerte genotoxicidad que α -endosulfán.	Lu <i>et al.</i> (2000)
Sangre venosa humana	En una población expuesta a endosulfán durante un largo periodo de tiempo, indicaron que dicha exposición en niños varones puede retrasar la madurez sexual e interferir con la síntesis de hormonas sexuales.	Saiyed <i>et al.</i> (2003)
Linfocitos humanos	La exposición a dosis subletales de endosulfán y sus metabolitos indujeron daño en el ADN y la mutación. Con un daño en el ADN en linfocitos dependiente de la concentración.	Bajpayee <i>et al.</i> (2006)
Cultivo de células neuronales y glia humanas	Citotoxicidad del α , β y sulfato de endosulfán en cultivos de células neuronales y glial de manera dependiente a la concentración, tipo de compuesto y célula. Además de contribuir a un posible desarrollo de enfermedades neurológicas inducidas por el endosulfán.	Ling <i>et al.</i> (2007)
Células mononucleares de sangre humana	Evidenciaron la relación del estrés oxidativo en la apoptosis causado por el endosulfán en estas células.	Ahmeed <i>et al.</i> (2008)
Estudios citogenéticos en la sangre venosa (periférica leucocitaria) humana.	En los habitantes de una población bajo una larga exposición a endosulfán indicaron que 31,4% de estos mostraron severos daños clínicos que van desde el retraso mental al cáncer de médula ósea y una presencia significativamente mayor de aberraciones cromosómicas, evidenciándose efectos genotoxicos e inmunotóxicos provocados por endosulfán.	Saraswathy <i>et al.</i> (2011)
Sangre	La administración oral de endosulfán causó significativas alteraciones en el estatus hormonal generando pronunciados desordenes hormonales en tiroxina, prolactina, la triyodotironina, la testosterona, la insulina y cortisol.	Nandar <i>et al.</i> (2011)
Bazo, hígado, riñones y sangre	La exposición dietaria a bajas concentraciones de endosulfán provocó cambios metabólicos en hígado, relacionados posiblemente con la aparición de patologías como la diabetes y la resistencia a la insulina. Estos trastornos se asociaron con el estrés oxidativo en el hígado y los cambios en el metabolismo de glucosa hepática. Así como el aumento en los niveles de glucosa en plasma después de la exposición al endosulfán.	Canlet <i>et al.</i> (2013)
Células SH-SY5Y de neuroblastoma humano	La exposición a α -endosulfán provocó una mayor neurotoxicidad que el isómero β . La neurotoxicidad de los isómeros de endosulfán y sus metabolitos están estrechamente relacionado con el daño oxidativo y un déficit antioxidante.	Enhui <i>et al.</i> (2014)
Células germinales de sertoli	Presencia de muerte celular en las células de Sertoli expuestas debido a un mayor daño oxidativo con la activación específica vía de muerte celular, puede afectar la calidad en la producción de gametos.	Rastogi <i>et al.</i> (2014)
Hígado	La toxicidad a endosulfán conduce a la aparición de la neoplasia y por tanto, la carcinogénesis en las células del hígado. Manifestándose que la exposición endosulfán causa una lesión hepática que conduce significativamente a provocar cambios neoplásicos en las células hepáticas.	Kumar <i>et al.</i> (2014)
Investigaciones en diversos órganos y tejidos	Catalogado en la lista de los disruptores endocrinos potenciales de los compuestos como: endosulfán, α , β y sulfato de endosulfán.	TEDX (2015).

humanos			
Células SH-SY5Y	SH-SY5Y de neuroblastoma humano	Indicaron alteraciones neuronales en células SH-SY5Y, donde el mecanismo molecular de la neurotoxicidad inducida por el endosulfán se caracteriza por el desarrollo de biomarcadores específicos como genes y proteínas.	Gandhi <i>et al.</i> (2016)

Una dosis subletal de endosulfán de 1 mg kg⁻¹ de peso corporal en conejos demostró que los principales síntomas por efectos de exposición a este plaguicida fueron: la hiperemia y ligeras hemorragias en cerebro y cerebelo; por lo tanto, este compuesto puede causar efectos neurotóxicos en conejos (Mor y Ozmen, 2010).

La exposición crónica a bajas y altas dosis de endosulfán según diversas investigaciones ha demostrado su contribución al desarrollo de afectaciones en la salud humana y animal, por lo cual es común recurrir al uso de animales como organismos experimentales para evaluar la toxicidad a determinados compuesto como el endosulfán. De acuerdo con la ATSDR (2015) no existen estudios realizados en personas expuestas a bajas dosis de endosulfán por un largo periodo de tiempo (años). En contraste a lo anteriormente mencionado, en la Cuadro 2 se indicaron algunas investigaciones realizadas en personas expuestas a endosulfán por periodos de tiempo prolongado. Así como los principales daños a la salud reportados en cultivos celulares humanos y animales por la exposición a este organoclorado.

La exposición a grandes dosis de endosulfán se caracterizó por causar náuseas, vómitos, náuseas, diarrea, agitación, convulsiones, pérdida de la conciencia, cianosis, disnea, espuma en la boca, respiración ruidosa, dolor de cabeza y mareos como principales síntomas de intoxicación aguda en humanos (Ozmen, 2011).

2.11. Daño por consumo de ostión contaminando con endosulfán

Los trabajos que evalúen el efecto tóxico por el consumo de alimentos contaminados como el ostión son escasos o nulos. Aunque la dieta es la principal vía de exposición al endosulfán para la población y por lo tanto ésta ocurre a través de la ingesta de alimentos contaminados por con el plaguicida (UNEP, 2011; ATSDR, 2013). Debe considerarse que el uso endosulfán conlleva a que la población general se considere expuesta teóricamente a este plaguicida a través de la dieta (Silva y Carr, 2010).

La exposición al endosulfán tiene como principal vía la ingesta de alimentos contaminados con éste plaguicida (ATSDR, 2001). Al respecto, la ATSDR (2013) señaló que los plaguicidas organoclorados como endosulfán presentes en los cuerpos de agua pueden transferirse a través de la cadena alimenticia y acumularse en los organismos acuáticos.

Se ha documentado, por lo tanto, la capacidad del endosulfán para acumularse en el cuerpo de los animales que viven en cuerpos de agua contaminada con este organoclorado (ATSDR, 2015). Con base en lo mencionado previamente, se resalta la importancia de la capacidad de bioconcentración y bioacumulación de endosulfán en moluscos bivalvos como indicador de la calidad ambiental y sanitaria de organismos acuáticos de consumo humano como el ostión. No obstante, a la exposición de endosulfán ocurra en bajas o altas concentraciones, la ingesta de alimentos como el ostión con un cierto nivel de contaminación representa un riesgo a la salud pública que debe ser considerada y evaluada.

2.11.1. Impactos económicos por afectación a la actividad ostrícola

La actividad ostrícola es una fuente importante de ingresos, alimento y empleo para poblaciones pesqueras dedicadas a la extracción y comercialización de esta pesquería. De acuerdo con la Carta Nacional Pesquera (2012) el ostión (*C. virginica*) es el recurso más importante por volumen en el Golfo de México. Este recurso pesquero contribuye a la producción nacional con una aportación superior al 92 % de la producción y el estado Veracruz ocupa la primera posición de la producción. No obstante la pesquería del ostión se enfrenta a algunos problemas entre los que sobresalen: ser uno de los productos con menor precio en el mercado y su baja aceptación debido a su calidad sanitaria (Carta Nacional Pesquera, 2012; Lango *et al.*, 2013b).

Entre los problemas de carácter sanitario se encuentra su contaminación por la presencia de plaguicidas organoclorados (Lango *et al.*, 2013a), entre ellos el endosulfán. La contaminación con estos plaguicidas además de afectar la calidad sanitaria del ostión, representa fuente de afectación para la disponibilidad del recurso en el futuro y su comercialización. Debido a que las etapas larvarias representan un cuello de botella debido a la reducción de individuos que alcanzan la etapa adulta en

diversas especies entre las que se encuentra el ostión, aunado a la sensibilidad de las larvas a éste plaguicida. La presencia del endosulfán en el ambiente representaría un riesgo para la continuidad del recurso generando afectaciones económicas y en la salud pública por el consumo del ostión.

3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El endosulfán es un plaguicida organoclorado de amplio espectro usado en un alto porcentaje de cultivos y hortalizas en México a pesar de la restricción de su uso en diversos países debido a su probada toxicidad (Bejarano *et al.*, 2008; 2009; Navarrete *et al.*, 2016). A pesar de los efectos dañinos a la salud ampliamente mencionados existen escasas investigaciones recientes que evalúen la presencia del endosulfán en los sistemas lagunares del Golfo de México y que determinen la concentración de este compuesto en organismos acuáticos bioindicadores como el ostión (*C. virginica*).

En el ámbito político además se carece de normas específicas que regulen la dosis de aplicación de productos agroquímicos y su aplicación solo realiza en base a las recomendaciones del fabricante. La evaluación de la presencia de estos contaminantes se realiza mediante su monitoreo en alimentos, de acuerdo con Pérez-Olvera *et al.* (2011) estos se llevan a cabo principalmente en productos destinados al mercado de exportación para la seguridad en su consumo mediante los límites máximos permisibles de residuos de plaguicidas (LMRP), sin embargo se necesita realizar la actualización de estos límites (Pérez *et al.*, 2013). En el caso de productos de la pesca en México específicamente tampoco existen límites que regulen los LMRP del endosulfán y otros plaguicidas en productos de consumo alimenticio, debido a que la norma vigente NOM-242-SSA1-2009 estos compuestos no se encuentran regulados. Por lo tanto se debe recurrir al uso de regulaciones internacionales que establecen límites permisibles sobre el contenido de plaguicidas en diversos tipos de alimentos, entre ellos los productos pesqueros. Con base en lo antes mencionado, el problema de investigación de estudio se describe en los términos siguientes:

La presencia del endosulfán y sus isómeros en el ostión (*Crassostrea virginica*), considerado como uno de los principales bioindicadores de la existencia de este plaguicida en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, pone en evidencia la entrada de este contaminante a dicho sistema a través de diversas fuentes de contaminación, lo que representa un riesgo a la salud pública.

4. HIPÓTESIS

El riesgo a la salud pública, en términos de los límites máximos permisibles internacionales, es función de los niveles de concentración del endosulfán y sus isómeros en el ostión (*Crassostrea virginica*) del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, bioindicador de la contaminación del agua de este sistema por dicho plaguicida proveniente de diversas fuentes de contaminación.

5. OBJETIVO

Valorar el riesgo a la salud pública, en términos de los límites máximos permisibles internacionales, de la contaminación por endosulfán y sus isómeros del ostión (*Crassostrea virginica*) del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, bioindicador de la contaminación del agua de este sistema por dicho plaguicida proveniente de diversas fuentes de contaminación.

6. MARCO DE REFERENCIA

6.1. Caracterización de área de estudio

El sistema lagunar de Mandinga se localiza en la zona costera centro del estado de Veracruz en las coordenadas 19° 34' y 19° 42' de latitud N y los meridianos 96° 27' y 96° 32' de longitud O. Este sistema lagunar tiene una orientación Norte-Sur y la costa cercana a éste adopta una dirección Noroeste-Sureste que conforma la punta de Antón Lizardo. La región noroeste del sistema se encuentra separa del mar por una barrera de médanos y tienen una extensión total estimada en 3 250 ha (Contreras y Castañeda, 2004a, 2004b; Contreras, 2006; Lara-Domínguez *et al.*, 2009).

Existen diferencias respecto a la organización del sistema lagunar, de acuerdo con Castañeda y Contreras (1993) se divide en seis subsistemas: 1) estero del Conchal, 2) laguna Larga, 3) estero de Horcones, 4) laguna de Mandinga Chica también llamada laguna Redonda, 5) estero de Mandinga y 6) laguna de Mandinga Grande. Mientras, la CONABIO (2007) considera como los principales cuerpos lagunares reportados para este sistema corresponde a tres principalmente: Mandinga Grande con 1 798 ha, Mandinga con 205 ha y El Conchal con una extensión de 105 ha.

6.2. Condiciones ambientales

El clima en la zona corresponde al tipo Aw2 que se define como cálido subhúmedo. La temperatura media anual mayor de 22°C y temperatura del mes más frío es superior a 18°C (Lara-Domínguez *et al.*, 2009). El rango de temperatura reportado específicamente en Mandinga fluctúa entre 30 a 35 °C (Lara-Domínguez *et al.*, 2011). La precipitación del mes más seco corresponde a un rango entre 0 a 60 mm; las lluvias de verano tienen un índice precipitación/temperatura (P/T) mayor de 55.3 y porcentaje de lluvia invernal fluctúa entre el 5% al 10.2% del total anual (Lara-Domínguez *et al.*, 2009).

6.3. Hidrología

El río Jamapa es la principal fuente de abastecimiento al sistema lagunar de Mandinga, éste río nace en la Sierra Madre Oriental en las vertientes del Pico de Orizaba como

resultado de su deshielo. El Jamapa tiene desembocadura en el Golfo de México en el sureste del Puerto de Veracruz en Boca del Río (Landeros-Sánchez *et al.*, 2011). Tiene una dirección Oeste a Este y recibe además el aporte de varios afluentes de los ríos Huatusco, Cotaxtla, Totolapan (Contreras, 2006). En el territorio veracruzano éste efluente realiza un recorrido a lo largo de 150 km aproximadamente y su precipitación pluvial media anual corresponde a 1 694 mm (Landeros-Sánchez *et al.*, 2011).

La cuenca del Río Jamapa aporta el 100% al sistema lagunar (CONAGUA, 1998; INEGI, 2007). CONABIO (2007) mencionó además como principal aporte de agua al sistema lagunar de Mandinga es el río y el aporte de la marea del Golfo de México. El sistema lagunar de Mandinga se encuentra ubicado en la región hidrológica RH-28 Papaloapan y presenta una descarga de 42 884 millones de m³ anuales de acuerdo con Arenas-Fuentes *et al.*, (2009) según reportes de INEGI (2010).

El sistema Mandinga es una laguna polihalina con una salinidad promedio variable entre 20 a 30 ups. Entre otras características fisicoquímicas del agua del sistema son: una concentración de oxígeno disuelto y clorofila de 3.0 a 4.0 ml L⁻¹ y 30.0 a 40.0 mg m³, respectivamente (Lara-Domínguez *et al.*, 2011). El pH tienen un valor que oscila entre 5.9 a 8.3 (Amado y Cabrera, 1994), con un promedio de 7.17 (López-Portillo *et al.*, 2009). Arenas-Fuentes *et al.* (2009) señalaron una amplia variación espacio-temporal en la concentración de oxígeno y temperatura en el sistema lagunar. Mientras la salinidad presenta gradientes de variaciones horizontales y verticales.

La batimetría del sistema lagunar se ha estudiado escasamente, debido a que existe poca información sobre todo el cuerpo lagunar. Arenas-Fuentes *et al.* (2009) reportaron en 2007 que el contorno general del fondo en la laguna de Mandinga Grande tiene una profundidad media de 1 m, así como una profundidad mínima es de 0.5 m y una máxima de 3.60 m. Asimismo indicaron para la parte central donde se localiza el canal, predomina una profundidad mayor a 1.5 m. Mientras hacia los extremos de la laguna las profundidades disminuyen a la mitad. Con base a lo anterior, puede señalarse a la laguna de Mandinga como un sistema lagunar somero en su gran mayoría.

6.4. Topografía

El origen del sistema corresponde a la clasificación Tipo II-B, donde el primero (tipo II) se refiere a la ocurrencia de *sedimentación terrígena diferencial* y la clasificación B indica la presencia de una *Depresión deltaica con barrera*. El tipo II corresponde a las lagunas costeras asociadas con sistemas deltaicos fluviales que se produjeron por una sedimentación irregular o subsidencias de superficie que causa la compactación de los efectos de carga. Se caracterizan además por la rápida formación de barreras arenosas que envuelven depresiones marginales o intradeltaicas muy someras, tienen deltas con un insumo de sedimentos bajos que pueden ser someros y frecuentemente efímeras, así como lagunas elongadas entre montículos de playa. Éste tipo de sistemas son frecuentes a lo largo de los planos deltaicos de las regiones ubicadas en el Golfo de México (Lankford, 1977).

El tipo de depresión con barrera se caracterizan por la presencia de barreras de varios tipos como: lodo, arena, manglares, entre otros. Los escurrimientos y aportes usualmente son directos a partir de ríos y tributarios con los cuales ocurren lentas modificaciones de forma y batimetría, aunque algunas llegan a ser rápidas. No obstante, la energía típicamente es muy baja, con excepción en los canales, la salinidad es muy baja, pero ésta puede variar dependiendo de la descarga de los ríos (Lankford, 1977).

Coincidiendo con la descripción anterior, el sistema Mandinga se encuentra constituido por una llanura y lomeríos bajos (dunas consolidadas) de suelo arenoso, gravoso y arcilloso. La vegetación predominante se encuentra en las dunas (Ordorica-Brokman y Pasquetti-Hernández, 2009).

6.4.1. Actividades productivas

Los principales municipios colindantes con la laguna de Mandinga son: Alvarado, Medellín, Boca del Río (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009) y Tlalixcoyan (Lara-Domínguez *et al.*, 2009) en el noreste con el Golfo de México. El sistema lagunar limita al este con la localidad de Mandinga y Matosa pertenecientes al municipio de Alvarado y al suroeste con la localidad de La Laguna municipio de Medellín de Bravo (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009). La confluencia de municipios tan diversos las actividades productivas están

dirigidas principalmente a las actividades primarias. (Lara-Domínguez *et al.*, 2009) señalaron como las principales actividades socioeconómicas se encuentran: los usos forestales, la industria, agricultura, la ganadería y pesca. Recientemente la acuicultura se desarrolla también en el sistema lagunar.

6.4.2. Identificación de tipos y usos de suelo

Los tipos de suelos reportados para el sistema lagunar según datos del INEGI (2000) y Lara-Domínguez *et al.* (2009) son: vertisol (70%), regosol (15.20%) y gleysol con 14.8%. Los principales usos del suelo en la zona de influencia de la cuenca del río Jamapa corresponden a la ganadería y la agricultura (Landeros-Sánchez *et al.*, 2011). Los usos de suelo específicamente identificados en el sistema lagunar corresponden a cuatro grandes grupos (Lara-Domínguez *et al.*, 2009) donde el uso agrícola-pecuario correspondió a 11322 ha representó un 61 % de la superficie del polígono delimitado. En relación con los otros tipos de uso se encontró que la superficie destinada para el desarrollo antropogénico presentó un crecimiento debido al aumento de la mancha urbana con 1299 ha, ubicada en las inmediaciones de la zona de comunicación del sistema con el Río Jamapa y parte del cuerpo lagunar correspondiente a Laguna Larga (Figura 4). Entre los restantes tipos de usos de suelo se encuentran: la superficie de manglar y los humedales, son 499 y 1941 hectáreas, respectivamente (Lara-Domínguez *et al.*, 2009). En el Cuadro 3 se presentan los cambios en la extensión del uso de suelo y vegetación en Mandinga, Veracruz.

6.5. Tipos y superficie de cultivo

En el sistema Mandinga los tipos de cultivos predominantes son los pastos cultivados y el desarrollo permanente de la agricultura de temporal (Ordorica-Brokman y Pasquetti-Hernández, 2009). En relación con los tipos de cultivos en los municipios de influencia en el sistema Mandinga que incluyen: Medellín, Alvarado, Tlalixcoyan y Boca del Río (Lara-Domínguez *et al.*, 2009), se identificaron similitudes en los tipos de cultivos según la segmentación municipal en la zona de influencia de la área de estudio. De acuerdo con SEFIPLAN (2016a), en el municipio de Medellín en 2014 se reportó una superficie total sembrada de 5 203 ha, de las cuales 2 050 ha se siembran con pasto, 930 con

piña y 900 con caña de azúcar. Asimismo en el municipio de Alvarado, SEFIPLAN (2016b) se reportó reportó una superficie sembrada de 1 698 ha con los mismos cultivos con una superficie individual de 900, 200 y 190 ha con pastos, piña y caña de azúcar. En el caso de Tlalixcoyan, en 2014 los principales cultivos por superficie sembrada fueron: arroz palay con 1 500, caña de azúcar con 1 175 y papaya con 355 ha (SEFIPLAN, 2016c).

Cuadro 3. Usos de suelo y vegetación en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.

Tipo de usos	1976		2005		2010	
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%
Agrícola-pecuario	8 438	46	11 504	62	11 323	61
Otra vegetación	4 426	26	2 147	12	1942	11
Humedales	2 367	13	962	5	940	5
Cuerpos de agua	2192	13	2 157	12	2 169	12
Manglar	459	2	445	2	494	3
Desarrollo antrópico	302	2	1 012	5	1 299	7
Sin vegetación	247	1	204	1	264	1

Fuente: Lara-Domínguez *et al.* (2009).

En contraste en el municipio de Boca del Río no se reportó actividad agrícola alguna en 2014 de acuerdo con el Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera. En el caso de la ganadería reportaron un volumen en producción en pie de bovino de 228.8 t como su principal producción, además de la producción de porcina, ovina, caprina y avícola (SEFIPLAN, 2016d).

6.6. Importancia ecológica

La laguna de Mandinga se encuentra catalogada por la CONABIO dentro de los sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (Lara-Domínguez *et al.*, 2009). Ésta posee una gran riqueza con respecto a la flora y fauna, y se han identificadas 40 especies de peces (De la Cruz *et al.*, 1985), 32 de moluscos (Reguero y García-Cubas, 1993), 185 de aves y 25 de otros organismos (Contreras, 2006; Lara-Domínguez *et al.*, 2011). En relación con las aves, Alafita y

Martínez (1993), obtuvieron el registro de 18 órdenes, 42 familias, 131 géneros y 185 especies de aves, de las cuales aproximadamente 60 ocupan la vegetación acuática y subacuática, el resto corresponden al manglar y a otros tipos de vegetación, habiendo especies comunes en éstos. Asimismo, Lara-Domínguez *et al.* (2009) señalaron que éste sistema debe considerarse como un hábitat importante para la crianza de camarón y zona de alimentación y anidación para especies de aves.

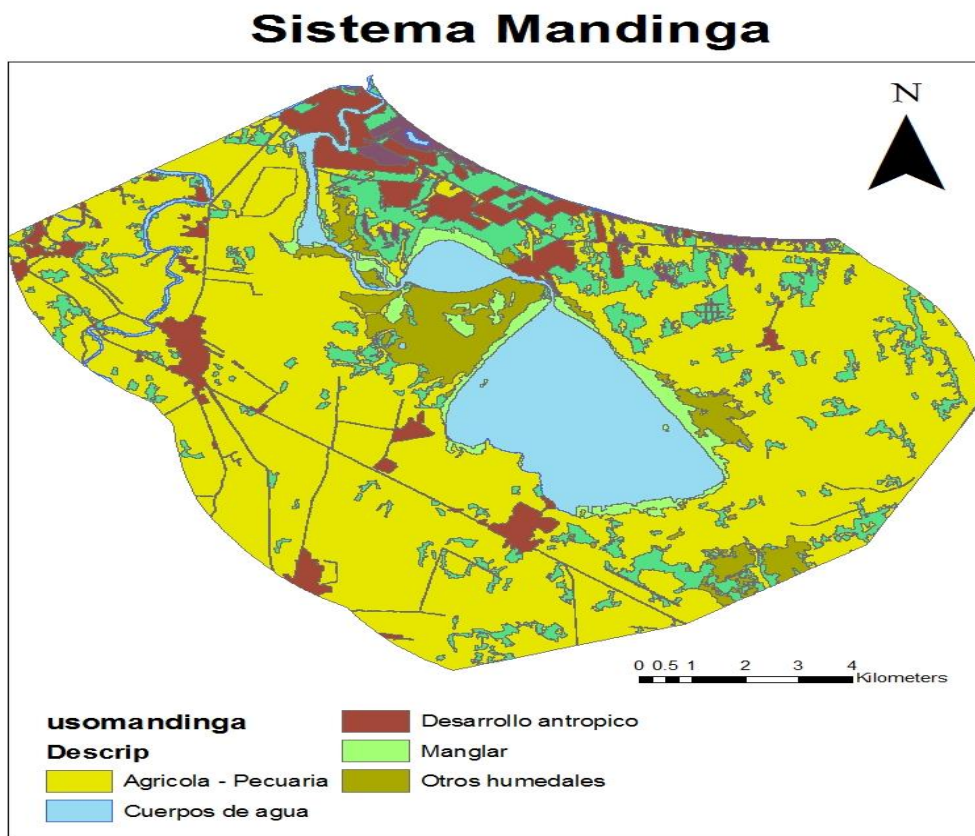


Figura 2. Usos de suelo en el sistema lagunar Mandinga. Modificada de Lara-Domínguez *et al.* (2009).

6.7. Problemas ambientales

El sistema lagunar afronta como principal problema la recepción de desechos provenientes de los asentamientos humanos de su alrededor, así como el efecto de la creciente actividad turística (Contreras, 2006). Las principales amenazas a las que se encuentra sometido el sistema lagunar de Mandinga se resumen en las actividades

siguientes: deforestación, caza furtiva, introducción de especies exóticas como la tilapia, pesca intensiva y turismo (Lara-Domínguez *et al.*, 2009). Recientemente, Lara-Domínguez *et al.* (2011) señalaron que el mayor impacto para la laguna de Mandinga proviene de los asentamientos humanos establecidos en las inmediaciones del área y de la creciente actividad turística. Aldeco *et al.* (2015) señalaron también el efecto negativo en el deterioro pesquero en Mandinga es provocado por la tala de mangle y el creciente desarrollo urbano en el área.

Arenas-Fuentes *et al.* (2009) indicaron como otros problemas la presencia de contaminantes de tipo microbiológico y químico como metales pesados y plaguicidas en agua, sedimento y organismos como el ostión (*C. virginica*) en el sistema lagunar de Mandinga. Coincidiendo con lo anterior Nogueira-Montiel (2006) reportó la presencia de plaguicidas organoclorados como hexaclorociclohexano, DDT y sus metabolitos en *C. virginica* proveniente del sistema lagunar. Lango-Reynoso *et al.* (2013a; 2013b) reportaron recientemente la presencia de 10 compuestos organoclorados entre los cuales se encontraron: los isómeros del HCH, DDT, endosulfán, dieldrín, endrín y endrín aldehído en ostión (*C. virginica*) extraído de Mandinga.

La contaminación del agua y de los organismos como *C. virginica* con residuos de plaguicidas organoclorados en el sistema lagunar tienen como principales fuentes de contaminación los campos agrícolas y de golf aledaños al cuerpo lagunar debido al uso de defoliadores, herbicidas y fertilizantes utilizados en estos (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009).

6.8. Problemas sociales

Los estados costeros del Golfo de México presentan porcentajes elevados de marginación. El estado de Veracruz no es la excepción a ésta condición al presentar un índice de marginación muy alto y ocupar el cuarto lugar en esta categoría a nivel nacional (Graizbord *et al.*, 2009). Como se mencionó previamente también las localidades ubicadas en la zona de influencia del sistema lagunar de Mandinga presentan problemas sociales, específicamente en los municipios de Alvarado y Medellín de Bravo, como la localidad de Mandinga y Cardón presentaron un grado de marginación alto en los años 2005 y 2010. En contraste el grado de rezago social para

la localidad fue bajo (SEDESOL, 2016a). Respecto al municipio de Medellín para las localidades de La Laguna y Monte del Castillo se reportó un grado de marginación Medio en 2010, no obstante el grado de rezago social municipal para el mismo año también se reportó como muy bajo.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1. Estructura del desarrollo de la investigación

El desarrollo de la presente investigación consistió en dos etapas, la primera correspondió a la fase de campo en el cual se incluyó la aplicación de un cuestionario a informantes claves y la colecta de muestras, mientras la segunda etapa correspondió al análisis de las muestras en laboratorio. La descripción de estas etapas se presenta en los apartados siguientes.

7.2. Fase de campo

7.2.1. Identificación de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP)

En el sistema lagunar Mandinga actualmente existen siete Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) cuya ubicación se encuentra establecida en las localidades de Mandinga y Matosa, La Laguna y la zona centro del municipio de Boca del Río (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009), el área concesionada a las mismas se encuentra representada en la Figura 3.



Figura 3. Área concesionada a las Sociedades Cooperativas Pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz. Modificado de Arenas-Fuentes *et al.* (2009).

Las siete SCP desarrollan sus actividades en el sistema lagunar agrupan un total 280 pescadores cooperativistas reportados oficialmente (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009). Las principales características sobre ubicación y composición de las SCP se representan en el Cuadro 4. Los recursos pesqueros aprovechados por las cooperativas se encuentran centrados en tres tipos permisos y recursos pesqueros principalmente.

Cuadro 4. Caracterización de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) ubicadas en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.

Sociedad cooperativa pesquera	Ubicación (localidad)	N° de socios	Tipo de permiso	Fecha de constitución
Ostionera	Boca del Río, Boca del Río	39	Ostión	21 de Agosto de 1939
Pescadores de Mandinga y Matosa	Mandinga y Cardón, Alvarado	52	Ostión, jaiba y escama	7 de Julio de 1941
La Fortunata	La Laguna, Medellín de Bravo	71	Escama, jaiba y ostión	11 de Noviembre de 1988
Pescadores Unidos de Mandinga	Mandinga y Cardón, Alvarado	41	Jaiba y escama	2 de Octubre de 1995
Nuevos Pescadores de la Laguna	La Laguna, Medellín de Bravo	21	Jaiba y escama	24 de Octubre de 2001
Monte del Castillo	La Laguna, Medellín de Bravo	33	Jaiba y escama	2001
Fraternidad de Mandinga	Mandinga y Cardón, Alvarado	23	Jaiba y escama	11 de Abril de 2004
	Total	280		

Fuente: Arenas-Fuentes *et al.* (2009).

7.2.2. Entrevista con informantes clave

La obtención de la información en campo se realizó mediante el uso de la técnica de encuesta a informantes clave como presidentes de las cooperativas y pescadores (socios) ostrícolas pertenecientes a SCP ubicadas en las inmediaciones del sistema lagunar de Mandinga. Se empleó como herramienta un cuestionario aplicado a un total de 113 miembros activos de éstas seis cooperativas. Considerando una población total

de 159 ostricultores en el estudio (Cuadro 5), la muestra de la presente investigación correspondió al 71% de esta población.

El periodo de la aplicación del cuestionario comprendió del 11 de junio de 2015 al 15 de abril de 2016. El cuestionario se estructuró en tres apartados, el primero proporcionó información general sobre los entrevistados, mientras que los siguientes se enfocaron en obtener información sobre el manejo del agroecosistema lagunar y del recurso ostión mediante la descripción de los indicadores sociales y económicos que caracterizan a los pescadores y dependientes del recurso ostión. Los nombres de las cooperativas pesqueras se asignaron con nombres alfabéticos para facilitar su análisis y caracterización.

Cuadro 5. Caracterización de las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) estudiadas en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.

Sociedad cooperativa pesquera	Tipo de permiso de pesca ¹	N° total de socios ¹	N° de miembros ostricultores ¹	N° total de socios ²	N° socios activos ²
Mandinga y Matosa (A)	Ostión, jaiba y escama	70	45	51	35
Pescadores Unidos de Mandinga (B)	Ostión, escama y jaiba	25	15	28	18
Fraternidad de Mandinga (C)	Ostión, escama y jaiba	21	21	23	23
Fortunata (D)	Ostión, escama y jaiba	35 y 8 aspirantes	35 y 8 aspirantes	NR	NR
Monte del Castillo (E)	Ostión, escama y jaiba	30	20	35	35
Nuevos Pescadores de La Laguna (F)	Ostión, escama y jaiba	20	15	NR	NR
	Total	209	159	137	111

Nota: En paréntesis se representa el nombre alfabético asignado a cada cooperativa pesquera durante la investigación; NR: No reportado. Fuente: ¹Esta investigación; ²Arenas-Fuentes *et al.* (2009).

7.2.3. Selección de puntos de muestreo

Los puntos de muestreos se seleccionaron preliminarmente de acuerdo a una distribución homogénea sobre la zona de estudio y posteriormente al realizar la visita

prospectiva se definieron las estaciones de muestreo final. Los criterios para la selección de los puntos de muestreo se asociaron con características como: la permanencia y abundancia del recurso ostión durante todo el año (Figura 3). Se designaron cuatro puntos de muestreo, correspondientes a cuatro bancos ostrícolas (B). La ubicación geográfica de los bancos ostrícolas se realizó utilizando un geoposicionador GARMIN (GARMIN International Inc, Olathe, Kansas, USA).

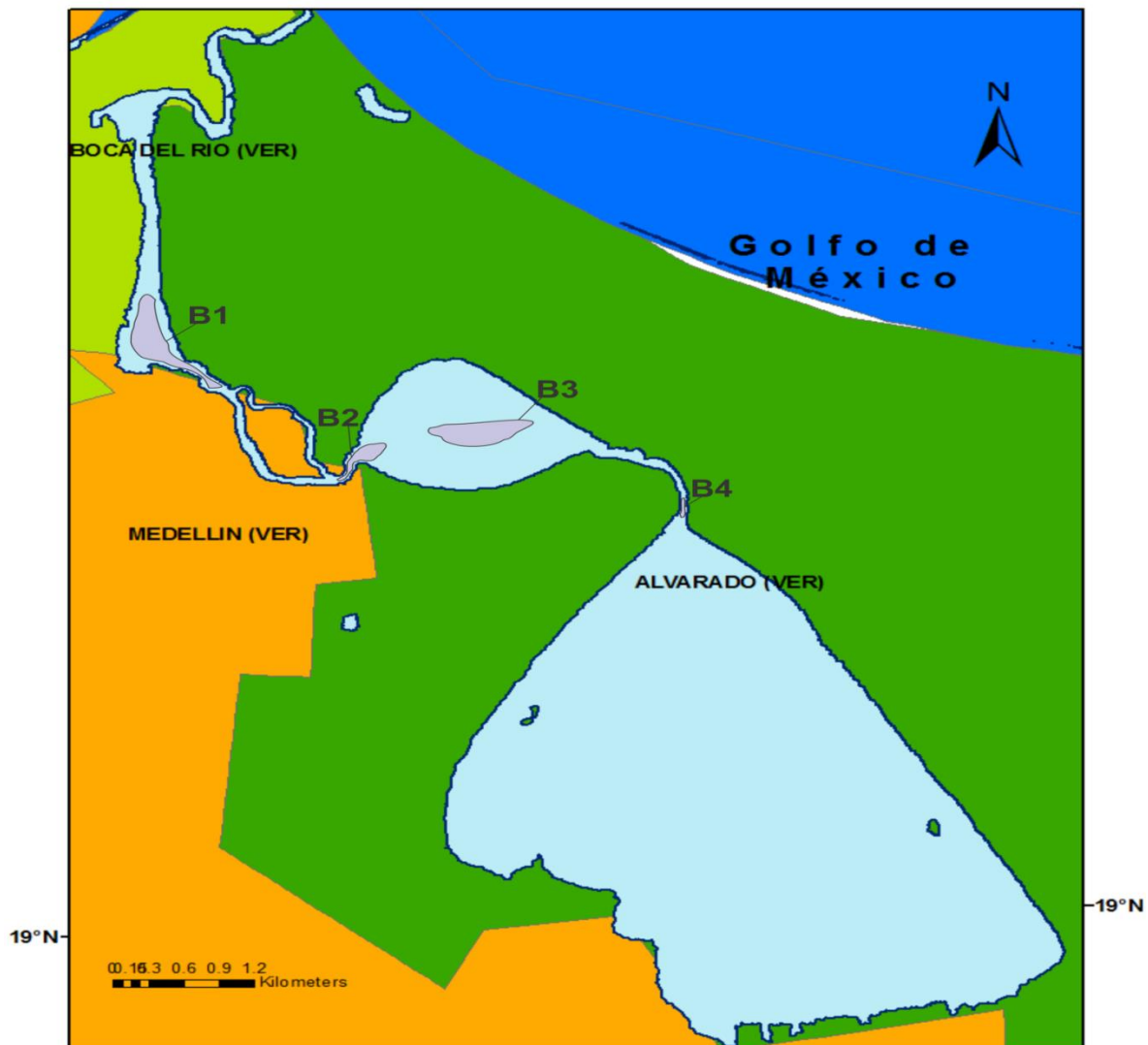


Figura 4. Bancos ostrícolas (B) seleccionados en el muestreo del sistema lagunar de Mandinga.

7.2.4. Periodicidad en colecta de muestras

El periodo de la colecta de muestras comprendió de Junio de 2014 a Junio de 2015, el cual abarcó tres periodos o épocas estacionales. La determinación de estas épocas se basó en la clasificación de Farías *et al.* (1991) la cual incluye: la época de secas durante los meses de marzo a junio, lluvias de julio a octubre y nortes para los meses de noviembre a febrero.

7.2.5. Registro de parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos en el agua se monitorearon *in situ* en cada uno de los puntos de muestreo, a nivel superficial de aproximadamente 30 cm de profundidad, empleando una sonda YSI Modelo 556-MPS (YSI Inc. Yellow Springs, OH, USA).

7.2.6. Colecta de muestras

Los ostiones se colectaron por medio de buceo libre en los bancos ostrícolas del sistema lagunar en cada punto de muestreo, se colectaron 60 organismos de talla comercial entre 7.0 ± 3.0 cm. Los ostiones se almacenaron en arpillas rotuladas previamente y se conservaron para su transporte al laboratorio del Instituto Tecnológico de Boca del Rio (ITBOCA), en hieleras a temperaturas de 5 °C, de acuerdo al protocolo de la NOM-109-SSA1-1994 (Diario Oficial de la Federación, 1994).

7.3. Fase de laboratorio

Esta etapa se realizó en su totalidad en las instalaciones del ITBOCA en el Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA). La preparación y procesamiento detallado de las muestras y su análisis se describe a continuación en los siguientes apartados.

7.3.1. Preparación de muestras

Los ostiones colectados se limpiaron con agua corriente para remover los materiales y las partículas adheridas. Posteriormente, con el uso de un desconchador se realizó la extracción del tejido muscular de ostión, así como la remoción del líquido intervalvar. Una vez extraído el tejido blando éste se depositó en bolsas herméticas Ziploc®

previamente etiquetadas. Las bolsas se colocaron inmediatamente en un ultracongelador para continuar con el proceso de secado.

7.3.2. Secado y molido de muestras

Las muestras congeladas se deshidrataron con un equipo liofilizador Thermo Savant ModulyOD-114 durante 72 horas a -49°C y una presión de 36×10^{-3} mbar. Concluida, la liofilización las muestras, éstas se molieron en una licuadora marca Osterizer, hasta obtener un tamaño de partícula fino. Posteriormente, se almacenaron nuevamente en bolsas herméticas dentro de un desecador con silica gel, para evitar la absorción de humedad, así como la contaminación de las muestras y hasta continuar con su procesamiento.

7.3.3. Preparación de material de laboratorio

El material empleado en el laboratorio se preparó siguiendo el protocolo de análisis de residuos de plaguicidas descrito por Waliszewki *et al.* (2008). Para este procesamiento, el material empleado como la cristalería se lavó con jabón neutro libre de fosfatos en una concentración del 10 % durante 24 h, a continuando se enjuagaron con agua bidestilada (*Milli-Q*) y posteriormente se lavaron con éter de petróleo y acetona grado reactivo con la finalidad de eliminar en su totalidad los residuos de fosfato y grasas. Posteriormente se procedió a secarlos a temperatura ambiente para eliminar los residuos del solventes y una vez secos se almacenaron en bolsas herméticas Ziploc® para su uso posterior.

Los solventes y reactivos utilizados en el análisis fueron en su totalidad grado analítico (AGS). Para evitar cualquier contaminación cruzada de las muestras, la pureza del éter de petróleo utilizado para lavar la cristalería se evaluó periódicamente usando cromatografía de gases.

7.3.4. Análisis de las muestras en laboratorio

Las muestras se analizaron utilizando hexano marca *Backer* con un rango de temperatura de ebullición de 40-50°C, sulfato de sodio en polvo (*Backer*) previamente activado y purificado en un horno de aire forzado (*Riossa CF-102*) a una temperatura de 550°C durante 24h y ácido sulfúrico marca *Backer* de 97 a 99% de pureza. Como control de calidad se ajustaron las lecturas del cromatógrafo para endosulfán y sus isómeros, a partir de una regresión lineal de 5 puntos de la curva de calibración. Se utilizaron muestras de referencia para elaborar la curva de calibración, mediante un equipo *ChemStation HP 3398A (ChemService, Inc., West Chester, Pennsylvania 19381, EE.UU.)*. Para garantizar una recuperación del 93% se hizo una prueba de fortificación.

La determinación de la concentración de endosulfán y sus isómeros en las muestras de ostión se realizó usando la técnica de Murphy (1972), modificada por Waliszewki *et al.* (2008). La técnica se inició pesando 10 g de muestra liofilizada y molida de cada época durante un ciclo anual, a continuación éstas se colocaron en vasos de teflón con 20 ml de acetona y 20 ml de hexano. El volumen de esta solución se dividió en dos partes; una se usó para la extracción de lípidos y la otra para determinar la concentración de plaguicidas organoclorados. Los vasos de teflón con muestra se colocaron en el soporte con un torquímetro calibrado a 60 libras de presión hasta lograr el ajuste del vaso en el mismo.

La extracción de los lípidos se realizó usando el método DDT-Green Chem modificado de Murphy (1972) en un horno de microondas Marca CEM modelo MARS X donde la temperatura se programó a 110°C y una presión de 200 PSI, con 10 minutos de mantenimiento y 10 minutos de enfriamiento, los valores de dicha programación se indican en la Cuadro 6.

Cuadro 6. Programación del Horno de Microondas Marca CEM modelo MARS X5.

Etapa	Potencia		Rampa	Presión PSI	Temp °C	Mantenimiento
	Max	%				
1	1200 W	100	10:00 min	200	110	10:00 min

Concluida la extracción asistida por microondas, los vasos de teflón se extrajeron del horno hasta obtener una presión menor a 50 PSI y 50°C, estos se abrieron cuidadosamente para evitar que el cambio de presiones expulse la muestra al exterior del mismo. Después se colocaron en la campana de extracción para vapores tóxicos. El manejo de las muestras se llevó a cabo bajo las medidas de seguridad adecuadas. Una vez realizada la apertura de los vasos con muestras, a éstos se les añadieron 15 ml de hexano y 15 ml de acetona, a continuación se procedió a filtrar las muestras con papel filtro Whatman del No.4 depositando el volumen filtrado en un matraz de fondo plano de 250 ml, e inmediatamente se realizó un lavado adicional añadiendo 15 ml más de hexano y 15 ml de acetona al material contenido en el papel filtro.

Los extractos recolectados en los matraces se dejaron enfriar por 15 minutos, posteriormente cada matraz se colocó en un rotoevaporador, a una temperatura de baño maría de 45°C y 150 revoluciones, hasta obtener un volumen aproximado 40 ml. Una vez obtenidos los 40 ml, éstos se dejaron reposar y enfriar durante 30 minutos.

Como parte del procesamiento de muestras para el análisis de los plaguicidas organoclorados, se usaron 10 ml de la solución original y ésta se vació a un tubo de 50 ml con tapón de baquelita. Se agregó 1ml de HSO₄, añadiendo 1 ml de éste cada 15 minutos y éste se agitó vigorosamente con un equipo Vortex durante 1 min para obtener la precipitación de los lípidos y la separación de fases (sin exceder los 4 ml de ácido concentrado). El sobrenadante se filtró en un embudo con papel filtro Whatman No.4 sobre una capa 8.0 g de sulfato de sodio previamente activado. El filtrado obtenido se colocó en un matraz de fondo plano de 50 ml, donde se agregaron 3 a 5 ml de éter de petróleo para lavar el sulfato y extraer el resto de la grasa.

La muestra se colocó nuevamente en el rotoevaporador hasta realizar la obtención de 1 ml de muestra purificada. El extracto resultante se transfirió por medio de una micropipeta pasteur a un vial ámbar (*Reacti-vial, Pierce®*). Los viales y sus respectivas replicas se sellaron con una capa de parafilm y conservaron en refrigeración a una temperatura de 4°C hasta su análisis en el cromatógrafo de gases.

7.3.5. Análisis en cromatógrafo de gases

La concentración de endosulfán y sus isómeros en ostión (*C. virginica*) se realizó con un cromatógrafo de gases marca Thermo Electron Modelo Trace GC Ultra 115V (Thermo Fisher Scientific Inc[®], Monterrey, Nuevo León, México) equipado con un detector de captura de electrones (ECD). La separación de plaguicidas se realizó en una columna cromatográfica de 30m x 0.32mm x 0.25µm de 14% cianopropilfenil polisiloxano de la compañía Thermo Scientific (Belleford PA, EU). Se utilizó como gas de arrastre nitrógeno ultrapuro (Praxair-México) con un flujo de 2.5 ml/min. Las temperaturas de operación fueron las siguientes: detector 300°C, inyector 250°C y horno de columna 160 a 280°C (4°C/min), (Cuadro 7). El volumen de inyección fue de 1 µl en modo splitless.

Cuadro 7. Programación de horno en el cromatógrafo de gases.

Rampa	Temperatura (°C)	Tiempo (min)
	90	1.0
3.5	160	5.0
4.0	280	1.0

7.4. Determinación de riesgo dietario de endosulfán por consumo de ostión

7.4.1. Consumo de ostión por los pescadores de las SCP

La obtención de información sobre el consumo de los pescadores pertenecientes a las seis SCP del sistema lagunar de Mandinga se obtuvo como parte del cuestionario aplicado para conocer el manejo del agroecosistema lagunar y del recurso ostión. El consumo realizado por los pescadores fue reportado como número de piezas consumidas por ellos, para realizar la conversión a unidad de masa se obtuvieron tres lotes con doce ostiones de talla comercial. A los ostiones de los tres lotes se les removió el tejido blando para obtener el peso húmedo y seco de los mismos, mediante la obtención de la masa promedio correspondiente a una pieza de ostión y una docena, con un peso de 8.56 y 102.82 g, respectivamente. Además se realizó el cálculo del

consumo para la población específica de pescadores del sistema lagunar de Mandinga. También se incluyó el valor de consumo de los pescadores y el consumo per cápita de ostión de la población general.

7.4.2. Ingesta diaria estimada (EDI) de endosulfán

Se utilizó un modelo determinístico para evaluar la exposición crónica, basado en el método de la Reunión Conjunta sobre Residuos de Plaguicidas (JMPR) de acuerdo con Zhi-xia *et al.* (2015). La estimación de la exposición individual de Σ endosulfán (isómeros y metabolito) por medio del consumo de ostión se calculó a través de la ingesta diaria estimada (EDI) expresada en $\text{ng Kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (peso corporal), considerando el consumo diario de alimento (FDC), la concentración media del contaminante organoclorado (CC) y un peso corporal hipotético de 70 kg (BW) para adultos recomendado por la EPA (1996) con una tasa máxima de absorción del 100% y tasa de biodisponibilidad del 100%. Así como una edad de 70 años como exposición de toda la vida según el International Programme on Chemical Safety (IPCS, 2006; Williams y Unyimadu, 2013), empleando la siguiente ecuación:

$$EDI = \frac{FDC}{BW} \times CC$$

La estimación de la ingesta diaria o EDI tiene una perspectiva de potencial efecto a la salud, por lo tanto es importante comparar la exposición estimada con los criterios toxicológicos establecidos (Osman *et al.*, 2011). La EDI es una estimación realista de la exposición a los plaguicidas calculada de acuerdo con directrices internacionales (FAO, 2002).

7.4.3. Análisis de riesgo

En el caso de las evaluaciones de la inocuidad de los residuos de plaguicidas para ingesta de alimentos, ADI es el estándar para la evaluación del riesgo basado en la toxicidad crónica de los pesticidas para los seres humanos. La evaluación del riesgo se realizó utilizando EDI y ADI (Lee, 2010). Por tanto la ADI es un valor reglamentario sanitario establecido para proteger la salud de los consumidores (FAO/WHO, 2009).

La evaluación de la exposición dietaría combina datos de consumo de alimentos con datos con las concentraciones de productos químicos en los alimentos (Zhi-xia *et al.*, 2015). La estimación del riesgo para la salud se calculó mediante una comparación de los lineamientos establecidos con los valores residuos encontrados en la ingesta diaria admisible (ADI) y la dosis aguda de referencia (ARFD) (Renwick, 2002). Donde, la caracterización del riesgo individual vía de exposición dietaría considera el Cociente de Riesgo (Hazard Quotient) abreviado como HQ (Wang *et al.*, 2014). El riesgo se define como la relación de la ingesta del plaguicida y la ADI produciendo un HQ. Se considera que un HQ tiene un valor mayor que 1.0 (> 100% de la ADI o ARfD), indica que el consumo supera el valor que se cree seguro y por lo tanto existe un riesgo a la salud (Boobis *et al.*, 2008). El cálculo de los HQ crónico y agudo se representa en las siguientes fórmulas.

$$HQ_{\text{chronic}} = \frac{\text{Estimated Daily intake}}{\text{ADI}}$$

$$HQ_{\text{acute}} = \frac{\text{Estimated Daily intake}}{\text{ARfD}}$$

7.5. Análisis estadístico

El análisis estadístico incluyó la comparación de medias y ANOVA de una vía con el uso del Software Statistica 7.0 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA), así como la prueba de medias Tuckey para identificar diferencias significativas entre las variables analizadas.

8. RESULTADOS Y DISCUSIONES

8.1. Endosulfán en ostión del sistema lagunar de Mandinga

8.1.1. Isómeros y metabolito del endosulfán en bancos ostrícolas

El 100% de las muestras analizadas en todos los bancos ostrícolas (B1-4) presentaron isómeros de endosulfán y su principal metabolito en tejido blando de *C. virginica*. Las concentraciones de los isómeros alfa y beta, así como sulfato de endosulfán no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$). El sulfato de endosulfán presentó las concentraciones máximas media en el B1 y B3 respecto a los isómeros α y β con 24.25 ± 11.83 y 13.60 ± 11.56 ng g⁻¹, respectivamente (Cuadro 8). Al respecto, Palmerín *et al.* (2014) señalaron la presencia de sulfato de endosulfán en altas concentraciones de *C. virginica* en la laguna de Alvarado.

En *C. virginica* de Mandinga las concentraciones mínimas también del isómero- β - se obtuvieron en los B1 con 4.28 ± 4.20 y B3 con 4.69 ± 4.91 ng g⁻¹. En contraste Ramírez-Ellías *et al.* (2016) indicaron como orden en la concentración del grupo de endosulfán en la laguna Sabancuy en Campeche fueron: β -endosulfán > α -Endosulfán > sulfato de endosulfán, debido a diferencias en el tipo de matriz analizada

Cuadro 8. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g⁻¹) en tejido blando de ostión *C. virginica* de bancos ostrícolas del sistema lagunar de Mandinga.

Bancos ostrícolas	α -endosulfán	β -endosulfán	S-endosulfán	T-endosulfán
B1	6.56 ± 7.02	4.28 ± 4.20	24.25 ± 11.83	35.10 ± 17.83
B2	7.78 ± 7.99	5.13 ± 7.33	12.51 ± 12.34	25.43 ± 22.62
B3	5.66 ± 5.31	4.69 ± 4.91	13.60 ± 11.56	23.96 ± 19.75
B4	5.93 ± 8.04	5.60 ± 5.20	10.93 ± 12.45	22.47 ± 16.33

8.1.2. Isómeros y metabolito del endosulfán en épocas del año

La totalidad de las muestras analizadas durante las épocas de secas, lluvias y nortes del año presentaron también residuos de isómeros y metabolito de endosulfán. No obstante, no se registraron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$) entre las épocas del año en la zona de estudio (Cuadro 8). Coincidiendo con lo anterior Burgos-Chan *et al.* (2014) tampoco obtuvieron diferencias estadísticas significativas en

Oreochromis niloticus durante las tres épocas del año. En contraste Palmerín *et al.* (2014) reportaron diferencias significativas en las concentraciones de endosulfán detectados en ostión en las épocas de secas y lluvias. Asimismo Ramírez-Elías *et al.* (2016) indicaron diferencias significativas entre α , β y sulfato de endosulfán entre los meses y las temporadas del año en sedimento de la laguna de Sabancuy, Campeche. Respecto al tipo de compuesto, Palmerín *et al.* (2014) señalaron también que el α -endosulfán presentó una concentración de 1.27 ng g^{-1} en la época de secas, mientras β y sulfato de endosulfán se encontraron en niveles debajo del límite de detección. Burgos-Chan *et al.* (2014) también reportaron una máxima concentración de α -endosulfán de $50.99 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ en *Cichlasoma salvini*. Esto difirió a lo obtenido en la presente investigación, donde el sulfato de endosulfán presentó las concentraciones máximas media con $15.27 \pm 14.08 \text{ ng g}^{-1}$ en la época de nortes.

Cuadro 9. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g^{-1}) en tejido blando de ostión (*C. virginica*) en las temporadas del año en el sistema lagunar de Mandinga.

Temporada	α -endosulfán	β -endosulfán	S-endosulfán	T-endosulfán
Secas	7.87 ± 8.68	5.10 ± 4.88	14.02 ± 13.34	27.00 ± 21.47
Lluvias	6.84 ± 6.25	6.22 ± 6.88	15.15 ± 11.57	28.22 ± 18.41
Nortes	3.52 ± 3.12	2.78 ± 2.68	15.27 ± 14.08	21.57 ± 17.02

Las variaciones temporales en la concentración de los isómeros de endosulfán pueden asociarse con las diferencias en los patrones de uso, las propiedades químicas y persistencia de los mismos. De acuerdo con lo anterior Ramírez-Elías *et al.* (2016) el uso intensivo de endosulfán durante la temporada de secas en junio, se atribuye con un aumento de su concentración en sedimentos debido a que la familia del endosulfán son poco solubles en agua y muy persistentes a altas temperaturas. También de acuerdo con sus propiedades químicas, Peterson y Batley (1993) señalaron que un intervalo de temperatura entre 25°C a 35°C el α -endosulfán es más sensible a los cambios de temperatura en comparación con el isómero- β , por lo tanto en un sistema donde la temperatura oscile en un rango de 33°C a 35°C es más probable encontrar en solución al isómero α respecto al β . En contraste β -endosulfán tiene una mayor tendencia a

unirse a sedimentos y especialmente a coloides. Weber *et al.* (2010) indicaron que el sulfato de endosulfán es particularmente estable en el suelo con una vida media de aproximada de 100 días. UNEP (2011) señaló que la persistencia del endosulfán total (isómeros alfa, beta y sulfato de endosulfán) puede oscilar entre 9 meses a 6 años.

El comportamiento de los isómeros de endosulfán en el caso del suelo se debe a las propiedades físicas opuestas de ambos isómeros que contribuyen a un mayor enriquecimiento de α -endosulfán, con una constante de la ley de Henry más alta de 0.70 y 0.045 Pa m³ mol⁻¹ para α y β -endosulfán, respectivamente (Astoveza *et al.*, 2016). Debe considerarse además la transformación de los isómeros; Schmidt *et al.* (2014) señalaron un mecanismo de isomerización dependiente de la temperatura, donde ocurre la conversión del isómero β en α -endosulfán como un proceso irreversible. Lo anterior contribuye a explicar lo reportado por Astoveza *et al.* (2016) al indicar un marcado patrón temporal en los picos de enriquecimiento de α -endosulfán durante los períodos cálidos, mientras Σ endosulfán presentó valores mínimos con mayor proporción de sulfato de endosulfán cuando no ocurrió ninguna aplicación en los períodos más fríos.

Además del mecanismo de conversión del α -endosulfán debe mencionarse que β -endosulfán tiene tendencia a fijarse fuertemente en suelo y sedimento, explicando porque se encuentra en mayor proporción en suelo y puede que no ocurre su isomerización a α -endosulfán. Peterson y Batley (1993) señalaron en estudios de partición de endosulfán que éste se absorberá rápidamente a los sedimentos en suspensión y la parte inferior de los cuerpos de agua una vez que entra en medio acuático, debido a que particularmente el β -endosulfán tiene una mayor tendencia a adherirse al suelo y los sedimentos. La variación en la proporción de los isómeros y metabolito de endosulfán en ostión se relacionan con las propiedades de fijación en los compartimientos ambientales y la relación de estos bivalvos con los sedimentos en la columna de agua.

Las variaciones en las concentraciones de endosulfán también pueden asociarse con los patrones de uso (Hapeman *et al.*, 2013). También, Potter *et al.* (2014), reportaron una fuerte tendencia estacional en la concentración del endosulfán, obteniendo los

valores significativamente más altos en los períodos pico de uso cuando se cultivan hortalizas.

Hapeman *et al.* (2013), señalaron cómo un mecanismo posible liberación de endosulfán después de su aplicación, se asocia con el uso intensivo de los mismos, además de relacionarse con las características propias de la región, como suelos calcáreos, la presencia de frecuentes lluvias, alta humedad y las temperaturas, contribuyendo a acelerar el proceso de volatilización regional.

8.1.3. Comparación de los isómeros y metabolito de endosulfán entre años

La comparación entre las concentraciones de isómeros y metabolito de endosulfán presentaron diferencias significativas entre los años de análisis ($p < 0.05$), para el isómero beta, sulfato de endosulfán y endosulfán total. Solo el isómero- α no presentó diferencia estadística significativa ($p > 0.05$) (Figura 5). Las variaciones en la concentración de los isómeros de endosulfán y metabolito pueden asociarse con su degradación, de acuerdo con Hwang *et al.* (2015) las tasas de degradación de los isómeros de endosulfán están relacionadas con la concentración de aplicación y el tipo de isómero del que trate.

El sulfato de endosulfán presentó la máxima concentración en el año 1 con $25.99 \pm 5.79 \text{ ng g}^{-1}$, seguido por α -endosulfán con $8.96 \pm 8.61 \text{ ng g}^{-1}$ en el año 2 (Cuadro 10). Las menores concentraciones de α , β y sulfato de endosulfán se presentaron durante el año 3. De acuerdo con Díaz *et al.* (2005) la determinación de concentraciones elevadas de sulfato de endosulfán indica que la degradación de éste compuesto y ha transcurrido tiempo desde su aplicación. No obstante en los tres años de análisis continuaron encontrándose los isómeros alfa y beta en altas concentraciones también.

En contraste con lo anterior Shivaramaiah *et al.* (2005), y Carriger y Rand (2008) señalaron que el sulfato de endosulfán es típicamente el principal metabolito presente en los sistemas acuáticos y los tejidos. Asimismo Carriger y Rand (2008) indicaron que el endosulfán en su forma de sulfato puede encontrarse en sitios estuarinos al ser más hidrófobos y puede por lo tanto ser transportado al ser adsorbido en los sedimentos de agua dulce a agua salada. De acuerdo con la EPA (2007) el producto de degradación del sulfato de endosulfán usado como endosulfán en la agricultura por su persistencia

representa una fuente para su incorporación en las cadenas tróficas acuáticas y terrestres. Lo anterior coincide con su cuantificación en mayor concentración en tejido de ostión.

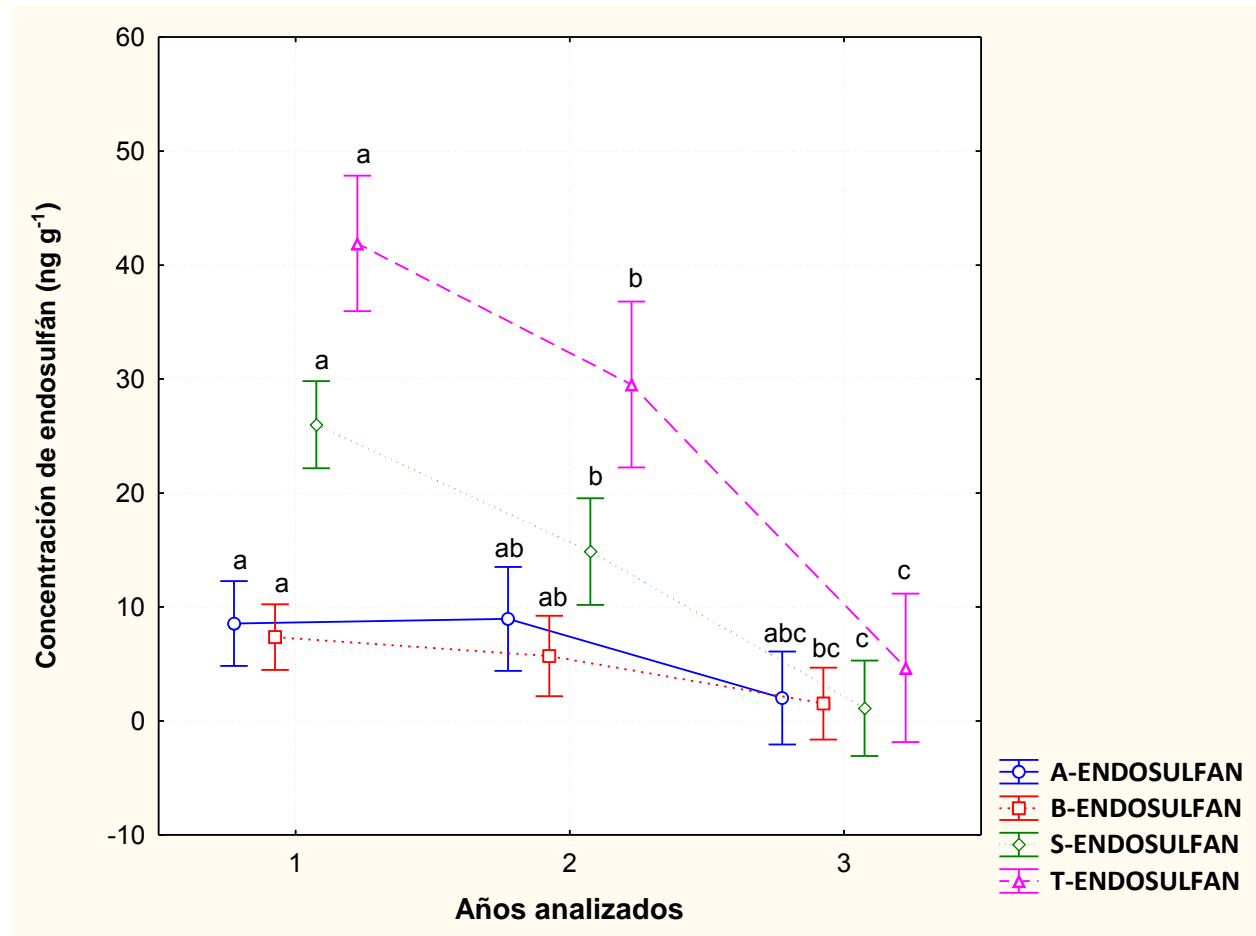


Figura 5. Isómeros y metabolito del endosulfán durante los años de analizados en el sistema lagunar de Mandinga.

Cuadro 10. Media de los isómeros y metabolito del endosulfán (ng g⁻¹) en tejido blando de ostión (*C. virginica*) entre los años analizados en el sistema lagunar de Mandinga.

Año	α -endosulfán	β -endosulfán	S-endosulfán	T-endosulfán
1	8.55 ± 6.98 ^a	7.35 ± 6.60 ^a	25.99 ± 5.79 ^a	41.89 ± 11.62 ^a
2	8.96 ± 8.61 ^a	5.70 ± 4.65 ^{ab}	14.86 ± 10.35 ^b	29.52 ± 13.01 ^b
3	2.01 ± 1.02 ^a	1.52 ± 0.91 ^c	1.11 ± 0.55 ^c	4.66 ± 2.30 ^c

8.1.4. Contenido lipídico en ostión

El contenido de lípidos totales en ostión presentó el máximo valor medio durante la temporada de secas con 2.86 ± 0.53 g, seguido por 2.72 ± 0.89 g en nortes y finalmente 2.26 ± 0.95 g en temporada de lluvias (10 g de tejido liofilizado de ostión). En relación con los valores anteriores se destaca que no se obtuvieron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$) entre las épocas del año. En contraste Hurtado (2008) señaló que la concentración de lípidos en ostión (*C. corteziensis*) varió significativamente en relación con los meses de muestreo, con un valor máximo de lípidos encontrado en el mes de mayo con 0.1074 ± 0.0071 g g⁻¹ (1 g de tejido liofilizado de ostión).

Sin embargo, al comparar el contenido de lípidos en *C. virginica* de Mandinga entre los años de estudio se obtuvieron diferencias estadísticas significativas ($p < 0.005$) (Cuadro 11). De acuerdo con Hurtado (2008) la variación en el contenido de lípidos se asocia con las etapas reproductivas cuando ocurre su acumulación en las gónadas, así como la disponibilidad de fitoplancton.

Cuadro 11. Contenido de lípidos totales en ostión (*C. virginica*) en Mandinga, Veracruz.

Año	Lípidos totales
2012	2.06 ± 0.28^a
2013	2.18 ± 0.60^{ab}
2014	3.61 ± 0.31^c

8.1.5. Correlación entre endosulfán contenido lipídico y temperatura

Las variables de concentración de los isómeros y el metabolito del endosulfán presentaron valores de correlaciones estadísticas significativas ($p < 0.050$) principalmente con la proporción de estos compuestos dentro de la mezcla del plaguicida. Se obtuvieron correlaciones no significativas ($p > 0.05$) al comparar con la temperatura. En contraste se obtuvieron correlaciones estadísticas significativas negativas ($p < 0.05$) entre los isómeros y el metabolito de endosulfán respecto a los lípidos totales (Cuadro 12). Lo anterior indica que al incrementarse el contenido lipídico en el ostión ocurre una disminución en la concentración de endosulfán.

Cuadro 12. Correlación entre los isómeros del endosulfán, contenido de lípidos y temperatura.

	α -endosulfán	β -endosulfán	S-endosulfán	Σ -Endosulfán	Lípidos totales	Temperatura
A-Endosulfán	1.0000	.5071	.3525	.7372	-.3834	.2435
	p= ---	p=.004	p=.056	p=.000	p=.037	p=.195
B-Endosulfán	.5071	1.0000	.2288	.6166	-.4322	.2608
	p=.004	p= ---	p=.224	p=.000	p=.017	p=.164
S-Endosulfán	.3525	.2288	1.0000	.8498	-.7549	.1069
	p=.056	p=.224	p= ---	p=.000	p=.000	p=.574
T-Endosulfán	.7372	.6166	.8498	1.0000	-.7573	.2322
	p=.000	p=.000	p=.000	p= ---	p=.000	p=.217
Lípidos totales	-.3834	-.4322	-.7549	-.7573	1.0000	-.1959
	p=.037	p=.017	p=.000	p=.000	p= ---	p=.300
Temperatura	.2435	.2608	.1069	.2322	-.1959	1.0000
	p=.195	p=.164	p=.574	p=.217	p=.300	p= ---

Correlaciones son significativas con $p < 0.050$.

8.1.6 . Límites permisibles de endosulfán

En la legislación sobre los límites permisibles sobre el contenido de residuos de plaguicidas organoclorados en alimentos de origen acuático como peces o bivalvos como el ostión existen pocos lineamientos específicos. De acuerdo con Liu *et al.* (2010) el análisis para evaluar el riesgo estimado de exposición en humanos a contaminantes específicos a través de los alimentos se realiza mediante la combinación de los datos sobre la concentración de contaminantes en éstos. Donde para evaluar la exposición humana a contaminantes objetivo se emplea la ingesta diaria admisible o Acceptable Daily Intake con las siglas (ADI) recomendada por la FAO/WHO, sin tener en consideración las diferencias en los hábitos alimenticios y las tasas de consumo de esa población.

La ADI de acuerdo con USEPA (2006) representan la concentración diaria según la cual existe una alta probabilidad de que no ocurra la presencia de ningún efecto adverso a la salud. Este valor corresponde a una estimación del residuo que puede ingerir una persona diariamente durante un periodo extendido de tiempo sin sufrir efectos perjudiciales. Lu (1995) señaló un valor para la ingesta diaria aceptable/diaria tolerable (ADI/TDI) del endosulfán de $6 \mu\text{g kg bw}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Cuadro 13).

Cuadro 13. Límites permisibles para la ingesta de endosulfán en alimentos.

Especificación del criterio	Límites permisibles	Referencia
Estimación del riesgo	Ingesta diaria/ ingesta diaria tolerable (ADI/TDI) de $6 \mu\text{g Kg}^{-1} \text{d}^{-1}$	Lu (1995)
Evaluación de riesgo de exposición de dieta total	Ingesta diaria admisible (ADI) de $0.006 \mu\text{g Kg}^{-1}$ ($6 \text{ ng g}^{-1} \text{día}^{-1}$) Dosis de referencia para la exposición oral aguda (RfD) de $15 \text{ ng g}^{-1} \text{día}^{-1}$	CE (2005), WHO (2005)
Exposición alimenticia aguda a endosulfán	Adultos, 15 ng g^{-1} Niños, 1.5 ng g^{-1}	EPA (2002)
Exposición alimenticia crónica a endosulfán	Adultos, 6 ng g^{-1} Niños, 0.06 ng g^{-1}	
Salud pública para el endosulfán a, b y sulfato de endosulfán	Sulfato de endosulfán en lagos, ríos y arroyos y organismos de $62 \mu\text{g L}^{-1}$	EPA (2009)
Salud pública para el endosulfán a, b y sulfato de endosulfán	Organismos de consumo se estableció un límite de 89 ng g^{-1}	
Máximo límite de residuos (MRL)	$0.1 \mu\text{g Kg}^{-1}$ ADI $0.006 \mu\text{g Kg}^{-1}$	Codex Alimentarius Commission (2009)
Maximum residue level (MRL) Acceptable daily intake (ADI)	Endosulfán como la suma de α , β endosulfán y sulfato de endosulfán: ADI de 0.006 mg kg^{-1} y MRL de 0.05 mg kg^{-1}	Almeida-González <i>et al.</i> (2011)
Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados	NOM-242-SSA1-2009: No legislado	Diario Oficial (2011)

Las concentraciones de endosulfán total (isómeros α , β y endosulfán sulfato) obtenidas durante las épocas del año y entre los años (uno y dos) analizados superaron el valor de la ADI de $6 \text{ ng g}^{-1} \text{día}^{-1}$ (CE y WHO, 2005). La presencia de valores superiores a estos límites representó un riesgo para la salud de los consumidores. En la legislación nacional como la NOM-242-SSA1-2009 en materia de límites de residuos de plaguicidas en productos de la pesca, estos no encuentran legislados en la normativa vigente sobre la calidad de productos de la pesca en México.

Otro de los límites permisibles existentes fue establecido por Codex Alimentarius Commission (2009) indicó un límite máximo de residuos (LMR) de $0.1 \mu\text{g kg}^{-1}$. De acuerdo con Akan *et al.* (2013) los análisis de LMR y ADI son importantes indicadores del proceso de transferencia de plaguicidas a humanos, ya que detectaron en todas las muestras de peces analizadas en Borno, Nigeria, valores superiores a estos límites establecidos (LMR y ADI).

Desalegn *et al.* (2011) señalaron para toda la población de estudio en China, Corea y Japón que la ingesta dietética promedio de endosulfán en los años 1990 y 2007 a 2009

estaba por debajo de la IDA / TDI de $6 \mu\text{g Kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ considerado como la suma de isómeros alfa y beta.

8.1.7. Endosulfán en ostión (*C. virginica*)

El ostión (*C. virginica*) es uno de los moluscos más utilizados como organismo bioindicador debido a su importancia económica, social y ecológica en la región del Golfo de México, de diversos compuestos orgánicos persistentes entre los que se encuentra el endosulfán (Cuadro 14).

Cuadro 14. Isómeros de endosulfán y metabolito (ng g^{-1}) en ostión (*Crassostrea virginica*) en el Golfo de México.

Laguna costera	Endosulfán				Fuente
	α	β	Sulfato	Σ	
Pueblo Viejo					
Tampamachoc		0.06			
o		N.D			
Alvarado		N.D			
Machona		N.D			Rosales <i>et al.</i> (1979)
Carmen	--	0.06	--	--	
Estero		0.06			
Tamulte		N.D			
Puerto Rico		0.4			
Términos (BA)		N.D			
Términos (PV)					
		$17.65 \pm$			
Alvarado	1.22 ± 0.76	7.76	N.D		Botello <i>et al.</i> (1994)
Carmen	N.D	$14.93 \pm$	N.D	--	
Machona	0.83 ± 0.38	6.26	N.D		
		8.78 ± 4.52			
				9.84 (BT)	
Rio Palizada y				111	Gold <i>et al.</i> (1995)
Términos	--	--	--		
Alvarado	1.22	17.65	N.D	--	Díaz y Rueda, (1996)
Carmen	0.83	14.93	N.D		
Machona	N.D	8.78	N.D		
Este de la bahía de Florida	--	--	--	3.2 (Max) <0.5 (Min)	Scott <i>et al.</i> (2002)
Términos, Campeche (P)	0.010-0.080	0.084 – 0.013	0.560-0.670	0.604 –0.670	Carvalho <i>et al.</i> (2009b)
Madre	13.97 ± 0.30	N.D			Lango <i>et al.</i> (2013a)
Mandinga	37.27 ± 0.00	$99.48 \pm$	--	--	
Mecoacán	14.89 ± 1.16	16.21 N.D			

Alvarado	1.27, secas	N.D	0.22, lluvias	--	Palmerín <i>et al.</i> (2014)
Mandinga	8.55 ± 6.98 ¹	7.35 ± 6.60	25.99 ± 5.79 ¹	41.89 ± 11.62 ¹	Este trabajo
	8.55 ± 6.98 ²	5.70 ± 4.65	14.86 ± 10.35 ²	29.52 ± 13.01 ²	
	2.01 ± 1.02 ³	1.52 ± 0.91	1.11 ± 0.55 ³	4.66 ± 2.30 ³	

P= pool (*C. virginica* y *C. rhizophorae*); --= No analizado; Max=Máximo; Min= Mínimo.
¹= Año de análisis.

Los moluscos son seleccionados como especies de monitoreo por su estilo de vida sésil y sedentario, así como su capacidad para integrar contaminantes a través del tiempo en el mismo sitio (Carvalho *et al.*, 2008). Mamta *et al.* (2015) señalaron que la existencia de una variación en el patrón de contaminación de plaguicidas entre moluscos puede deberse a la edad, el hábitat y los hábitos alimenticios de las diferentes especies. En el caso de México, existen pocas investigaciones que determinen la concentración de organoclorados en moluscos y particularmente en ostión. Las investigaciones en las cuales se determinen los niveles de organoclorados como el endosulfán en ostión (*C. virginica*) son dispersas y escasas en el Golfo de México.

8.2. Caracterización del manejo de ostión (*C. virginica*) en el sistema lagunar de Mandinga

8.2.1. Descripción de los individuos de las SCP

Se obtuvo que un 94.60 % de los individuos de las SCP que realizan labores relacionadas con la extracción de ostión son hombres y el 5.30 % son mujeres. Aunque Aldana *et al.* (2013) quienes señalaron que la pesquería del ostión tiene una importancia social centrada en un alto número de empleos directos e indirectos obtenidos a partir de esta actividad, la cual sirve de sustento a 10371 pescadores y 10000 desconchadores representados principalmente por mujeres y niños. Esto último contraste con la escasa participación de las mujeres en las SCP. Aunque existió coincidencia en la dependencia de la pesquería de ostión, debido a que en las cooperativas ostrícolas de la localidad de Mandinga se comprobó que un 100 % de los entrevistados señalaron a la extracción de ostión y la explotación de este recurso pesquero como su principal actividad productiva y por lo tanto fuente de sus ingresos económicos.

La pesca tiene un papel central en desarrollo socioeconómico en las localidades pesqueras. De acuerdo con Vidal (2013) un bajo porcentaje de migración se asocia con el carácter cultural y tradicional de la pesca. Además señaló que la extracción del ostión representa una importante fuente ingresos en las diversas áreas donde se desarrolla este bivalvo. Brito *et al.* (2013) señalaron que en el estado de Tabasco que esta pesquería significa una fuente laboral para más de 1 900 pescadores. A esta actividad debe añadirse la fuente de trabajo para los desconchadores, hombres o mujeres cuya ocupación temporal consiste en separar el tejido blando de la concha y cuya población se estima en aproximadamente 5000 personas en el sistema lagunar de Mandinga. También se identificó la dependencia al recurso ostión y particularmente en las cooperativas D, E y F ubicadas en la localidad de La Laguna, Ver, donde se incluye además la labor desempeñada por los desconchares.

La escolaridad de los entrevistados es otro punto importante en la caracterización de los entrevistados, el 29.20% de estos indicaron contar con estudios inconclusos de primaria, seguido por los que señalaron tener primaria y secundaria terminada con 23.89 y 21.23%, respectivamente. El menor porcentaje de individuos señaló no tener ningún tipo de educación con un 6.19%, mientras estudios de nivel superior como licenciatura trunca y terminada correspondieron al 0.8% (Figura 6).

La escolaridad de los pescadores de acuerdo con Vidal (2013) tiene un nivel bajo y coincide con la tendencia a nivel nacional, donde solo los individuos entrevistados en el municipio de Alvarado indicaron un nivel de educación técnica correspondiente al 3.50 %. Mientras, en los municipios de Tamiahua y Alvarado en el nivel licenciatura los porcentajes fueron 2.17 y 1.75 %, respectivamente. Estos valores fueron superiores a los registrados en pescadores de la localidad de Mandinga donde solo un individuo indicó haber alcanzado los estudios universitarios concluidos. Vidal (2013) señaló que los pescadores de los municipios de Tamiahua y Alvarado presentaron un 5.67% de individuos sin ningún tipo de escolaridad. En los resultados obtenidos en esta investigación en el sistema lagunar de Mandinga éste porcentaje fue mucho menor.

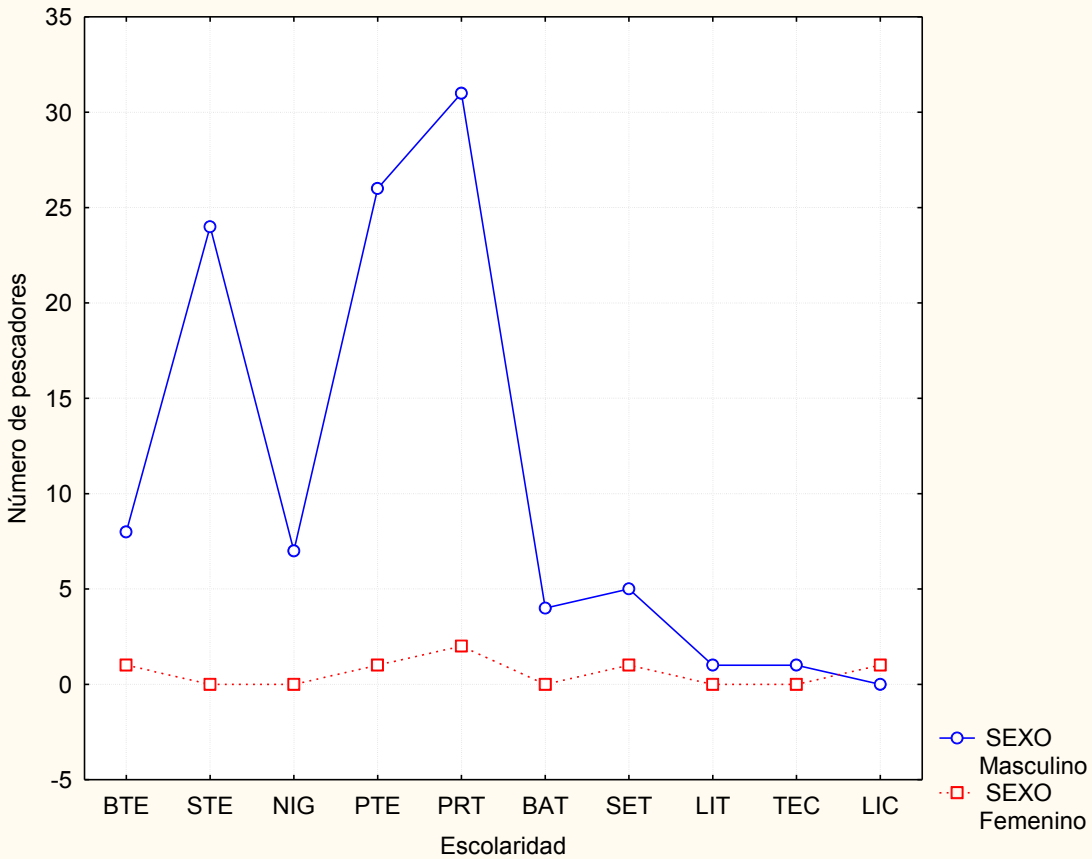


Figura 6. Grado de escolaridad y sexo de los ostricultores del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz. BTE= bachillerato terminado; STE=secundaria terminada; NIG= ninguna educación; PTE= primaria terminada; PRT= primaria trunca; BAT= bachillerato trunco; SET= secundaria trunca; LIT= licenciatura trunca; TEC= escuela técnica; LIC= licenciatura terminada.

Arenas-Fuentes *et al.* (2009) también señalaron que los pescadores de Mandinga presentan bajos niveles de educación, los cuales se relacionan con la carencia de una cultura empresarial y capacidad organizacional en las comunidades. La carencia de las aptitudes anteriores se relaciona con la necesidad de desarrollar una cultura de aprovechamiento integral de los recursos naturales extraídos en Mandinga.

La distribución de la participación en la actividad ostrícola por sexo, se detectó la tendencia de poca participación de la mujer en las actividades de la pesquera del ostión en Mandinga (Cuadro 15). Lo anterior coincidió con lo reportado por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) quienes señalaron que ésta tendencia es una práctica común que tiene asociación con las costumbres. Pérez y Aldana (2013) indicaron también la baja

participación de la mujer en la pesca, donde un 49% de este grupo se dedican principalmente a labores del hogar.

Cuadro 15. Participación femenina en las Sociedades Cooperativas Pesqueras (SCP) estudiadas en el sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.

Sociedad cooperativa pesquera	N° total de socios ¹	N° de miembros ostricultores ¹	N° total mujeres
Mandinga y Matosa (A)	70	45	2
Pescadores Unidos de Mandinga (B)	25	15	2
Fraternidad de Mandinga (C)	21	21	1
Fortunata (D)	35 y 8 aspirantes	35 y 8 aspirantes	1
Monte del Castillo (E)	30	20	3
Nuevos Pescadores de La Laguna (F)	20	15	3
Total	209	159	

En la caracterización socioeconómica a pescadores de cuatro municipios costeros realizada por Vidal (2013) indicó una mayor participación de los hombres en la actividad pesqueras, con 87.50 % de los individuos participantes en éste estudio fueron hombres y solo 12.50 % mujeres. Señalaron que estos valores se contraponen con la fuerte estructura familiar de las comunidades pesqueras que descansa en la mujer, y también notable que el papel de la mujer desempeña se encuentra limitado a las labores consideras típicas de su sexo (Vidal, 2013).

La distribución de la edad en las cooperativas pesqueras de Mandinga en el presente estudio indicó que los integrantes de las cooperativas C y F tienen mayor edad, con una edad promedio mayor de 60 años, respectivamente. La edad promedio de los integrantes de la cooperativa D fue de 39 años, mientras que la de los de la cooperativa E fue de 42 años (Figura 7).

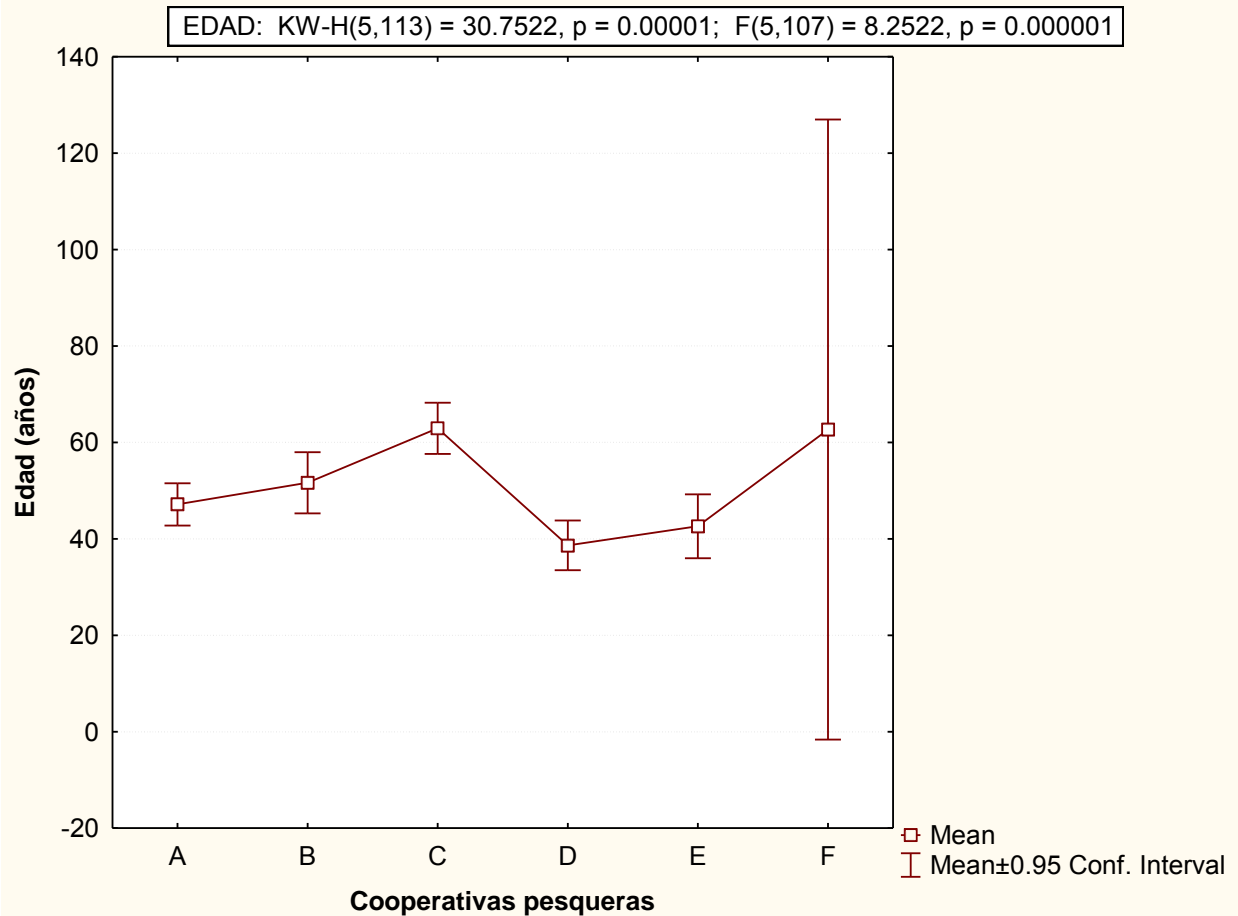


Figura 7. Distribución de edad de los miembros de las cooperativas pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Ver.

Vidal (2013) también reportó que la fuerza de trabajo de todas las cooperativas analizadas en su investigación se encuentra centrada en grupos de edad mayor: de 40 a 49 y mayores de 50 años. En el caso de los miembros de las cooperativas de Mandinga se presentó la misma situación predominando las personas en este rango de edad. Vidal (2013) señaló también que la baja frecuencia de jóvenes menores de 19 y de 20 a 29 años representa un problema a la actividad pesquera y es un indicador de la carencia de reemplazo generacional de ésta actividad.

En relación con lo anterior Arenas-Fuentes *et al.* (2009) señaló también en el sistema lagunar Mandinga sobresale el desinterés de los hijos de los pescadores en dedicarse a la actividad pesquera y se interesan en el beneficio por las venta sus tierras. Esto hace crítica la necesidad de restablecer el potencial productivo dicha laguna, para tratar

de proveer a la población residente los medios para continuar viviendo de la explotación del sistema lagunar.

Vidal (2013) señaló la existencia de una relación entre la exclusividad de realizar la actividad pesquera y condiciones de vida inadecuadas como un grado de escolaridad básico (primaria) generalmente trunca, además de una alta persistencia de analfabetismo en los municipios costeros estudiados. La suma de todos estos factores puede traducirse en una dedicación exclusiva a la actividad pesquera y un bajo nivel de ingresos semanales (Vidal, 2013). Sin embargo esto último se presentó en muy baja incidencia en los pescadores entrevistados de Mandinga, ya que se registró una menor incidencia del analfabetismo.

La escolaridad en los pescadores como principales actores de la extracción de ostión posee suma importancia para el establecimiento de estrategias de manejo sustentable del recurso a corto, mediano y largo plazo es el conocimiento generado en las instituciones de educación superior y su transferencia a comunidades como las pesqueras (Vidal, 2013). Sin embargo, este mismo autor también indicó que aunque existe una transferencia de conocimientos y tecnología de alta calidad a las comunidades pesqueras puede inferirse que la transferencia de estos conocimientos no ha sido adecuada para modificar su realidad social (progreso social), debido a que su condición ha permanecido vigente por generaciones (Vidal, 2013).

En Cuadro 16 se incluyen algunas de las principales variables que caracterizan la actividad ostrícola de las cooperativas pesqueras de la laguna de Mandinga donde se destacan la escolaridad básica de los ostricultores, así como la poca participación familiar la realización de labores de pesca.

La SCP que posee el mayor número de miembros entrevistados fue la cooperativa A con 60 %, seguido por la C con 22 % y la B con un 17 %. Dichos porcentajes corresponden al tamaño y antigüedad de las cooperativas ostrícolas, ya que la cooperativa A es la que posee mayor antigüedad formada en el sistema lagunar Mandinga, con mayor número de socios y aspirantes a socios (70 miembros activos). La presente investigación estudió una porción mayor de la población de pescadores pertenecientes a las SCP con 113 pescadores considerando una población total de 209 pescadores, en comparación con un total 60 entrevistas a pescadores de las siete

cooperativas pesqueras realizado por Arenas-Fuentes *et al.*, (2009), la población analizada en ésta investigación correspondió al 20% de los 280 pescadores reportados oficialmente.

Cuadro 16. Principales variables que caracterizan la actividad ostrícola de cooperativas pesqueras de la laguna de Mandinga.

Variable	Categoría	Porcentaje %
Proporción de sexo en la actividad ostrícola	Masculino	97
	Femenino	3
	Ninguna	6
Escolaridad de los ostricultores	Primaria trunca	29.30
	Primaria terminada	24
	Secundaria trunca	5.30
	Secundaria terminada	21.23
	Bachillerato trunco	3.53
	Bachillerato terminado	8
Reciben ayuda para realizar la pesca	Licenciatura trunca	0.8
	Nivel técnico	0.8
	No recibe	90
	Si recibe	10
Persona de la familia que ayuda en la pesca	Nadie	88
	Padre	3
	Hermano	8

8.2.2. Manejo de la pesquería y del recurso ostión

El 100% de los individuos entrevistados de las seis cooperativas señalaron a la pesca como su principal actividad productiva y solo un 32 % de estos indicaron realizar actividades complementarias recurrentemente durante los fines de semana que no pescan. A partir de conocer que un 68 % de los ostricultores depende directamente de la pesca y no realizan ninguna actividad alterna, se destaca la importancia de la actividad ostrícola como su fuente de ingreso y alimentos (Cuadro 17). Éste problema social, sobresale también por la dependencia de ellos al recurso ostión. El 77 % depende directamente del ostión, el 9 % indicó la combinación de la extracción de ostión y peces, de los recursos ostión y jaiba; así como ostión y camarón el 8 y 3 %, respectivamente.

Cuadro 17. Principales variables que caracterizan el manejo de la pesquería ostión por las cooperativas pesqueras en la laguna de Mandinga; Veracruz.

Variable	Categoría	Porcentaje (%)
Principal actividad productiva	Pesca	100
Realización de actividades productivas alternas a la pesca	Ninguna	71
	Restaurante, albañilería, jardinería, entre otras	29
Principal recurso extraído de la laguna	Ostión	81.41

En la extracción de ostión contabilizado como el número de arpillas realizado por las cooperativas A, D y E existieron diferencias estadísticas significativas. Los miembros de la cooperativa D reportaron un mayor volumen de extracción promedio diario, seguido por la cooperativa E (Figura 8). La extracción promedio de arpillas fue 7 durante la temporada de secas que correspondió a los meses de marzo a junio con un máximo de 35, y un ingreso semanal de \$ 949.46 pesos mexicanos, seguido por un ingreso de \$ 832.25 semanales durante la temporada de nortes (noviembre a febrero). Mientras durante la temporada de lluvias (julio a octubre) reportaron un menor ingreso con \$ 793.80.

Los ingresos reportados por el número de arpillas extraídas mostraron el mismo patrón; donde los ingresos más altos fueron para las cooperativas D y E, en comparación de un menor ingreso obtenido por las cooperativas B y C (Figura 9), las cooperativas anteriores presentaron ingresos bajos durante la época de nortes. Los valores promedio de las principales variables socioeconómicas relacionadas con el manejo del recurso ostión por las SCP de Mandinga se presentan en el Cuadro 18.

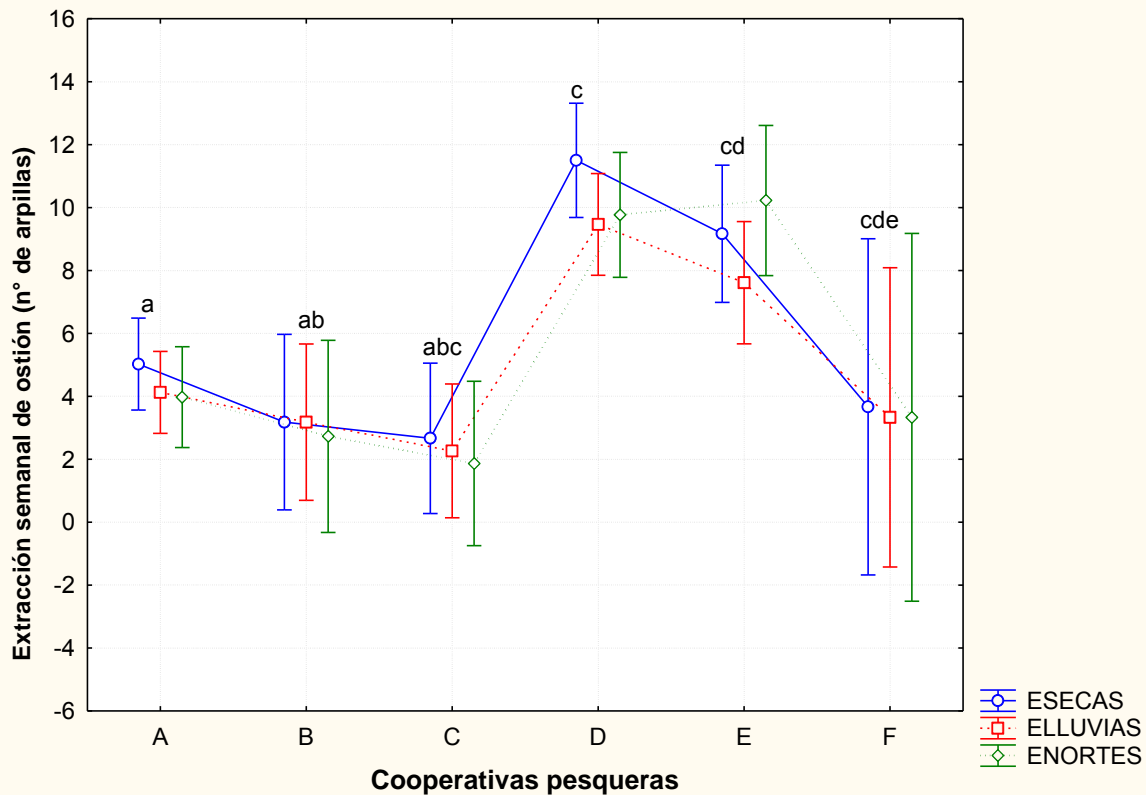


Figura 8. Extracción de ostión (número de arpillas) durante las épocas de secas, lluvias y nortes realizado por las Cooperativas Pesqueras del Sistema Lagunar de Mandinga, Veracruz.

Cuadro 18. Valores promedio de las principales variables relacionadas con el manejo del ostión por cooperativas pesqueras de Mandinga, Ver.

Variable	Promedio	Mínimo	Máximo
Edad (años)	47	18	92
Integrantes de la familia	4	1	8
Pago por ingreso a la SCP (Pesos M.N)	\$282.38	\$ 0.00	\$ 3000.00
Tiempo en la pesca (años)	25	2	80
Extracción secas (N° arpillas)	7	1.00	35
Ingreso secas (Pesos M.N)	\$ 949.46	\$ 165.00	\$ 4550.00
Extracción lluvias (N° arpillas)	6	0.00	35
Ingreso lluvias (Pesos M.N)	\$ 793.80	\$ 0.00	\$ 4550.00
Extracción nortes (N° arpillas)	5	0.00	35
Ingreso nortes (Pesos M.N)	\$ 832.25	\$ 0.00	\$4550.00

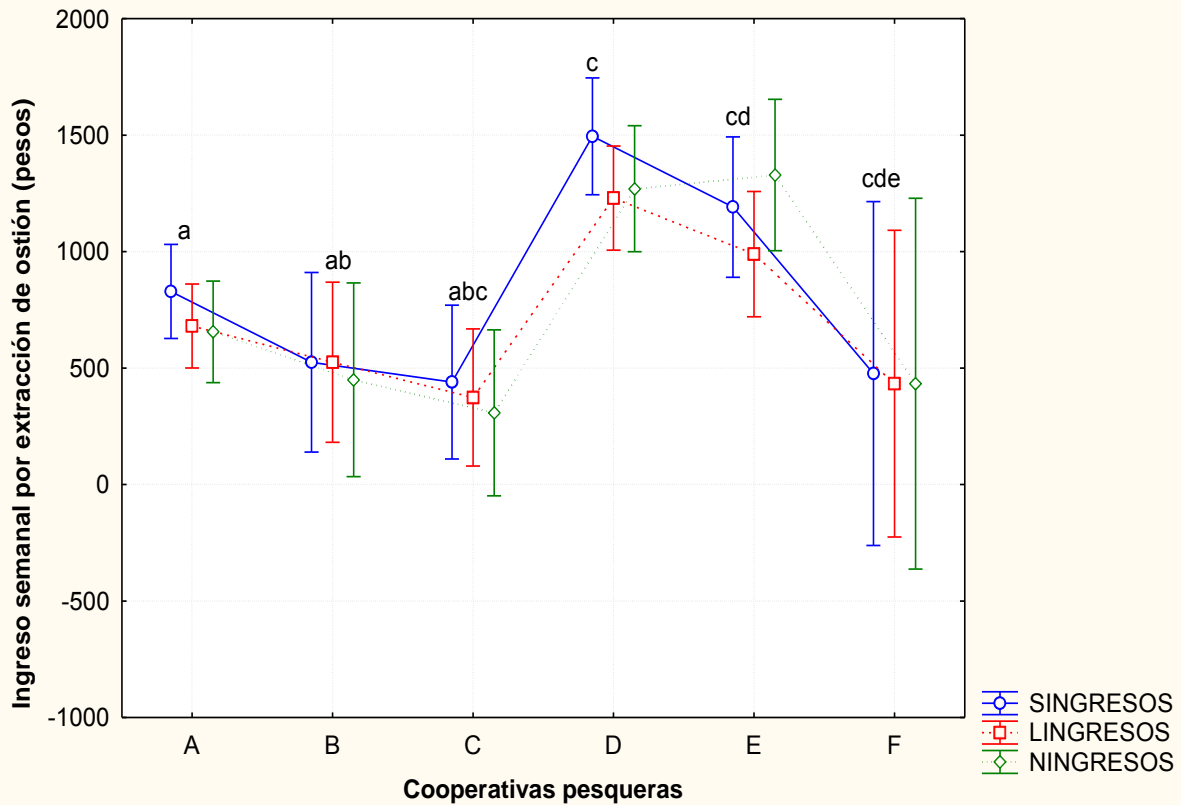


Figura 9. Ingreso por la extracción de ostión (pesos) durante las épocas de secas, lluvias y nortes reportado por las Cooperativas Pesqueras del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz.

El aprovechamiento del ostión en el sistema lagunar de Mandinga tiene una tradición pesquera, coincidiendo con lo reportado por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) al indicar que 82% de los pescadores presentaron una tradición pesquera superior a 10 años y 45% de éste porcentaje correspondió a pescadores con una tradición pesquera entre los 11 y 20 años. En el presente trabajo se obtuvo que los pescadores indicaron un promedio de 25 años dedicándose a la actividad ostrícola (Cuadro 18). Se indica la baja participación de otros miembros de la familia como: padres, hermanos e hijos que se dedican a la actividad.

La pesquería del ostión representa una fuente de ingresos a nivel local y nacional, pese a esto también es considerado uno de los recursos con menor precio y aceptación debido a su calidad sanitaria (Diario Oficial de la Federación, 2012). Coincidiendo con lo anterior Vidal (2013) reportó que los ingresos de pescadores los municipios de Pueblo Viejo, Tamiahua Tuxpan y Alvarado, el 85.90 % de estos señalaron fueron

menores a mil pesos mexicanos semanales, mientras el ingreso promedio fue 700 pesos (equivalentes a 114 pesos mexicanos por día). No obstante, reportó que éste valor fue superior al salario mínimo vigente considerado en 2013 de \$ 64.72 pesos por día. Sin embargo debe considerarse la fuerte dependencia a la actividad pesquera y si es capaz de satisfacer las necesidades básicas de quienes la realizan. Con lo cual, se reafirma la importancia económica y social de la pesquería a nivel local en los municipios donde se desarrolla. Vidal (2013) señaló una fuerte dependencia a la actividad pesquera en el ingreso familiar al registrar que solo 28.70 % de los entrevistados no tiene ninguna fuente extra de ingresos u otra fuente adicional.

El ingreso promedio reportado por los miembros de las cooperativistas en Mandinga fue ligeramente inferior a lo mencionado por Vidal (2013) para otras cooperativas ostrícolas. En la presente investigación se obtuvo un promedio de \$ 793.80 pesos durante la temporada de lluvias. Sin embargo, también se indicaron ingresos máximos de \$ 4550.00 pesos durante las tres épocas del año. Respecto a lo anterior Vidal (2013) señaló que los pescadores tienen un ingreso tan variable en la explotación del ostión genera cierta inseguridad económica, dada su fuerte relación con la demanda del mercado y la temporada del año. Arenas-Fuentes *et al.* (2009) señalaron que aunque el recurso ostión presentó los mayores volúmenes de producción en la laguna debido a su bajo precio los ingresos que genera son mucho menores que los generados por el recurso escama. Reportaron además en 2002 que alcanzó un valor de \$1 peso por kilogramo y actualmente la producción de ostión es la única que predomina en la laguna.

Debe considerarse la existencia de diferencias en los ingresos dependiendo de recurso pesquero. De acuerdo con Arenas-Fuentes *et al.* (2009) el recurso ostión representó un ingreso anual por pescador de \$1.6 mil pesos, el cual fue inferior al obtenido por el recurso jaiba que generó para 2002 un ingreso anual de \$1.7 mil pesos. No obstante, debe señalarse la existencia de diferencias en los reportes sobre los ingresos del mismo recurso pesquero como el ostión (Cuadro 19). Arenas-Fuentes *et al.* (2009) señalaron para el sistema Mandinga en un estudio de campo realizado en 2007, estimaron un promedio de ingreso mensual por pescador fue \$2.1 mil pesos. Asimismo

señalaron la existencia de un déficit en los registros estadísticos en donde se reportan volúmenes de producción e ingresos muy por debajo de la realidad.

Cuadro 19. Ingresos de pescadores dedicados a la actividad pesquera.

Área de estudio	Ingreso anual por pescador (\$)*	Ingreso mensual pescador (\$)	Fuente
Mandinga	1 666.63 (pescador/anual)	139 mensual por pescador.	Arenas-Fuentes <i>et al.</i> (2009)
Campeche	N.C	Pesquería de caracol: promedio de 547 (entre 35 y 175 pesos por captura).	Pérez y Aldana (2013)
Península de Yucatán	N.C	Pesquería de caracol rosa: 230 (promedio diario).	Enríquez y Aldana (2013)
Pueblo Viejo, Tamiahua, Tuxpan y Alvarado	N.C	700.00 (114.00 por día)	Vidal (2013)
Pueblo Viejo	N.C	Precio promedio por kilogramo: 75.0 (osti6n en arpilla) y 11.0 (osti6n de medida)	Carrillo-Alejandro <i>et al.</i> (2014b)
Mandinga	38 102.40 (promedio)	3 175.20 (promedio mensual), (793.80 promedio semanal y 4 550.00 m6ximo semanal)	Esta investigaci6n

*Determinado a partir del ingreso mensual o semanal; NC: No calculado

Como parte del manejo del agroecosistema lagunar y del recurso osti6n no existe informaci6n actualizada sobre las dimensiones y manejo de los bancos ostr6colas pertenecientes a las SCP en el 6rea de estudio. Por lo tanto no existe informaci6n actualizada para la superficie ocupada de los bancos ostr6colas en Mandinga. Un trabajo realizado por Pech Paat *et al.* (2001) reportaron una superficie de 507 787.246 m² correspondieron a 34 bancos ostr6colas en Mandinga. En la presente investigaci6n se estim6 la superficie ocupada por los bancos ostr6colas pertenecientes a la Cooperativa con mayor 6rea concesionada en el sistema lagunar con una superficie de 409 352 m² (Cuadro 19). Sin embargo se requiere llevar a cabo una actualizaci6n del n6mero de bancos ostr6colas y sus dimensiones, ya que de acuerdo con puede estimarse las tallas que los componen y n6mero de organismos por superficie. Coincidiendo con lo anterior Pech Paat *et al.* (2001) se6alaron que 60% de los organismos en el 6rea analizada se encontraban en la talla de semilla, 37% en talla juvenil y un 3% de la poblaci6n correspondi6 a la talla de adulto. Se6alaron adem6s que la captura del recurso en la talla adulto fue de 4.41 ostiones m².

Además de conocer la superficie ocupada por los bancos ostrícolas de las diferentes cooperativas pesqueras en el sistema lagunar de Mandinga, no existe información actualizada sobre las medidas de manejo realizadas por éstas para el repoblamiento del recurso ostión. En el Cuadro 20 se indican el número de bancos perteneciente a cada SCP y las actividades de manejo realizadas por estas.

Cuadro 20. Dimensión de los bancos ostrícolas de la sociedad cooperativa pesquera A en el sistema lagunar de Mandinga.

Banco ostrícola	Superficie (m ²)	Perímetro (m)	Hectáreas
1	174 609	2 971	17.5
2	37 805	1 255	3.78
3	186 036	2 034	18.6
4	10 902	509	1.1
Total	409 352	6 769	40.98

Cuadro 21. Manejo de los bancos ostrícolas realizado por las SCP en Mandinga.

Cooperativa	N° de bancos ostrícolas	Actividades manejo de los bancos	Condiciones manejo de la concha
A	4	Rotación y cierre de los bancos	Ninguno (solo se regresa inmediatamente)
B	4	Rotación y cierre de los bancos	Ninguno (solo se regresa inmediatamente)
C	7	Rotación de los bancos ostrícolas	Regresan el 50% de la conchas de ostión
D	4	Regresan la concha	Ninguno (solo se regresa inmediatamente)
E	4	Regresan la concha	Ninguno (solo se regresa inmediatamente)
F	3	Cierre de bancos	Ninguno (solo se regresa inmediatamente)

8.2.3. Análisis del manejo de la pesquería ostión

El estudio del análisis de las condiciones socioeconómicas en que se desarrollan las pesquerías como el ostión en el Golfo de México se encuentra limitado a pocos estudios y la mayoría de éstas escasas investigaciones se ha centrado en el análisis del conjunto de las pesquería aprovechadas en estos sistemas lagunares (Cuadro 22).

Entre algunos de estos limitados trabajos están los realizados por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) y Vidal (2013) en el sistema lagunar de Mandinga centrados en llevar a cabo un análisis socioeconómico detallado sobre las cooperativas pesqueras que realizan el aprovechamiento del ostión en algunas lagunas costeras del Golfo de México.

Cuadro 22. Investigaciones sobre los recursos pesqueros en el Golfo de México.

Área de estudio	Tipo de investigación	Análisis sobre la pesquería	Referencia
Sistema lagunar de Mandinga, Veracruz	Plan de Manejo pesquero	Estudio biológico-pesquero y socioeconómico de los recursos pesqueros (escama, ostión y jaiba).	Arenas-Fuentes <i>et al.</i> (2009)
Isla Arena, Campeche	Estudio de caso	Aspectos socioeconómicos de caracol, actividades de los pescadores y artes de pesca.	Pérez y Aldana (2013)
Sistema lagunar Carmen-Machona-Pajonal, Tabasco	Plan de Manejo pesquero	Caracterización física, socioeconómica y biológica del sistema lagunar y los recursos pesqueros (ostión, camarón, jaiba, caracol, escama y cangrejo azul).	Carrillo-Alejandro <i>et al.</i> (2011)
Pueblo Viejo, Tampamachoco y Tamiahua y Alvarado	Caracterización de las cooperativas pesqueras	Caracterización socioeconómica de las cooperativas pesqueras (descripción de los individuos, estructura familiar, formación escolar, entre otros), presión sobre la pesquería de <i>C. virginica</i> y artes de pesca	Vidal (2013)
Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz	Plan de Manejo pesquero	Caracterización física, socioeconómica y biológica del sistema lagunar y los recursos pesqueros (ostión, camarón, jaiba, caracol, escama y cangrejo azul).	Carrillo-Alejandro <i>et al.</i> (2014a)
Sistema lagunar de Pueblo Viejo, Veracruz	Plan de Manejo pesquero	Caracterización física, socioeconómica y biológica del sistema lagunar y los recursos pesqueros (ostión, escama, camarón y jaiba).	Carrillo-Alejandro <i>et al.</i> (2014b)

8.2.4. Consumo de ostión

La media del consumo de ostión individual y familiar semanal para las cooperativas pesqueras obtenidas en la presente investigación fueron 469.58 ± 717.90 y 152.76 ± 232.14 gr, respectivamente (Cuadro 23). Lo anterior contrasta con lo reportado por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) quienes señalaron un consumo de ostión es menor respecto a otros productos como pescado, debido a que sólo un 42% declaró consumirlo una o más veces a la semana.

No existieron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$) en el consumo entre los pescador por cooperativas y por hogar de ostión semanal, así como diario por pescador y por hogar. Los valores de consumo anteriores coinciden con lo reportado por Arenas-

Fuentes *et al.* (2009) señalaron que el consumo de los diferentes productos de la pesca representa una fuente importante de proteína para las comunidades.

Cuadro 23. Media de consumo semanal y diario (gr) por pescadores de SCP y por hogar.

Cooperativa	Consumo semanal por pescador	Consumo semanal por hogar	Consumo diario por pescador	Consumo diario por hogar
A	506.70 ± 768.68	128.99 ± 138.03	72.38 ± 109.81	18.61 ± 19.60
B	570.12 ± 1116.80	133.40 ± 130.46	81.44 ± 159.54	19.05 ± 18.63
C	302.16 ± 423.04	159.71 ± 170.24	43.16 ± 60.43	22.81 ± 24.32
D	632.48 ± 755.77	113.56 ± 142.12	90.35 ± 107.96	16.22 ± 20.30
E	306.37 ± 422.39	293.00 ± 468.04	44.61 ± 62.08	42.96 ± 68.74
F	10.71 ± 13.37	4.28 ± 7.42	1.53 ± 1.91	0.61 ± 1.06
Total	469.58 ± 717.90	152.76 ± 232.14	67.42 ± 102.95	21.87 ± 33.28

Los valores de consumo de ostión por los miembros de las SCP son considerados altos en comparación con el consumo per cápita nacional de ostión reportado por el Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (2013) de 0.36 Kg. Este valor puede considerarse bajo comparado con el consumo de otros productos pesqueros como escama con un consumo per cápita de 1.57 Kg. Realizando la comparación con una recopilación del INEGI (2011) sobre consumo de productos pesqueros durante el periodo de 2005 a 2010 se observó una disminución en el consumo de ostión en ambos parámetros, al reportar un máximo consumo per cápita nacional de 0.47 Kg en 2007.

8.2.5. Comercialización del recurso ostión

Se encontraron diferencias en la forma de comercialización del ostión entre las cooperativas pesqueras analizadas. Mientras las cooperativas A, B y C ubicadas en la localidad de Mandinga realizan la venta de ostión en concha, las cooperativas D, E y F realizan la comercialización del ostión extraído por los pescadores es entregado a las SCP y posteriormente estas realizan la distribución a los diferentes puntos de venta en pulpa (Cuadro 23). Estas diferencias en la forma de comercialización influyen en la ganancia y esfuerzo de trabajo realizado por los pescadores, así como la calidad del producto ofertado al consumidor.

Cuadro 24. Comercialización e ingresos generados por el recurso ostión en las SCP de Mandinga.

Área de estudio	Forma de comercialización	Lugar de venta por la cooperativa	Precio de venta a la cooperativa (\$)
A	Concha	Perote, Puebla, DF (La Viga) y local	130 por arpilla + 20 (cooperativa)
B	Concha	Depuradora Mandinga Oyster y local	150 por arpilla
C	Concha	Depuradora Mandinga Oyster, local y Veracruz	150 por arpilla
D	Pulpa	Perote, Xalapa, Mercados de Veracruz y local	130 (millar de ostión en pulpa) + 20 (cooperativa)
E	Pulpa	Xalapa, Alvarado, Perote y Veracruz	140 (millar de ostión en pulpa)
F	Pulpa	Veracruz, Perote y Puebla	140 (ostión en arpilla) y 150 (millar de ostión en pulpa)

En el proceso de comercialización del ostión también deben considerarse los canales de comercialización usados. Respecto a estos existió coincidencia con lo reportado por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) al indicar como principal destino de la captura que se comercializa en Mandinga se realiza en mayor medida dentro de las cooperativas a las que pertenecen los pescadores. Sin embargo existieron discrepancias respecto a los porcentajes de distribución del recurso ostión. Mientras Arenas-Fuentes *et al.* (2009) señalaron que 45% declaró vender sus capturas a otras instancias fuera de la cooperativa, indicaron la existencia de al menos seis canales de comercialización alternativos como: mercado de pescaderías en Veracruz, habitantes de la localidad, público en general, restaurantes localidad, purificadora Mandinga Oyster y los compradores fijos.

En la presente investigación se obtuvo que las cooperativas pesqueras distribuyen entre 90 a 95 % de la producción de ostión directamente a estos canales de comercialización y el restante 5 a 10% corresponde al autoconsumo y venta local realizado por los pescadores directamente. Los porcentajes anteriores fueron similares a los obtenidos para la producción vendida y consumida de ostión por los pescadores de las SCP de Mandinga (Cuadro 24). Se obtuvieron diferencias estadísticas significativas en estos porcentajes ($p < 0.05$) de las sociedades cooperativas de Mandinga (Figura 10).

Cuadro 25. Porcentaje de la producción vendida y consumida de ostión por los pescadores.

Producción	Porcentaje de la producción	Frecuencia	Porcentaje %
	100	78	69.02
Vendida	99	12	10.61
	95	10	8.84
	90	11	9.73
	10	11	10
Consumida	5	10	8.84
	1	12	10.61
	0	78	69

La Figura 11 se representa los principales canales de comercialización para los principales productos pesqueros reportados por Arenas-Fuentes *et al.* (2009) en Mandinga, además de las diferencias en reportadas por las SCP previamente éstas se atribuye a que estos canales de comercialización agrupan a otros recursos pesqueros en el sistema lagunar de Mandinga, es decir escama, ostión y jaiba.

8.2.6. Estatus de la pesquería de ostión

Las condiciones en las que se desarrolla la pesquería del ostión promueve que los pescadores dependientes de éste recurso en el Golfo de México sean un grupo económicamente vulnerable, por carecer de aspectos fundamentales como la seguridad social, así como movilidad ocupacional y geográfica (Arias de León, 2014). Respecto a la vulnerabilidad económica Galván (2006) indicó mediante el análisis de la rentabilidad en la actividad ostrícola que esta no genera un buen margen neto de utilidades, debido a que representa regularmente menos de un salario mínimo mensual por pescador, tiene una rentabilidad demasiado baja al conseguirse del 0 al 10% de margen neto de utilidades mensuales por la venta de ostión en su concha. Señalaron como origen de la baja rentabilidad se encuentran la falta de planeación financiera adecuada para encaminarse a una planeación estratégica de la actividad para que los pescadores puedan ingresos suficientes para cubrir las necesidades de sus familias.

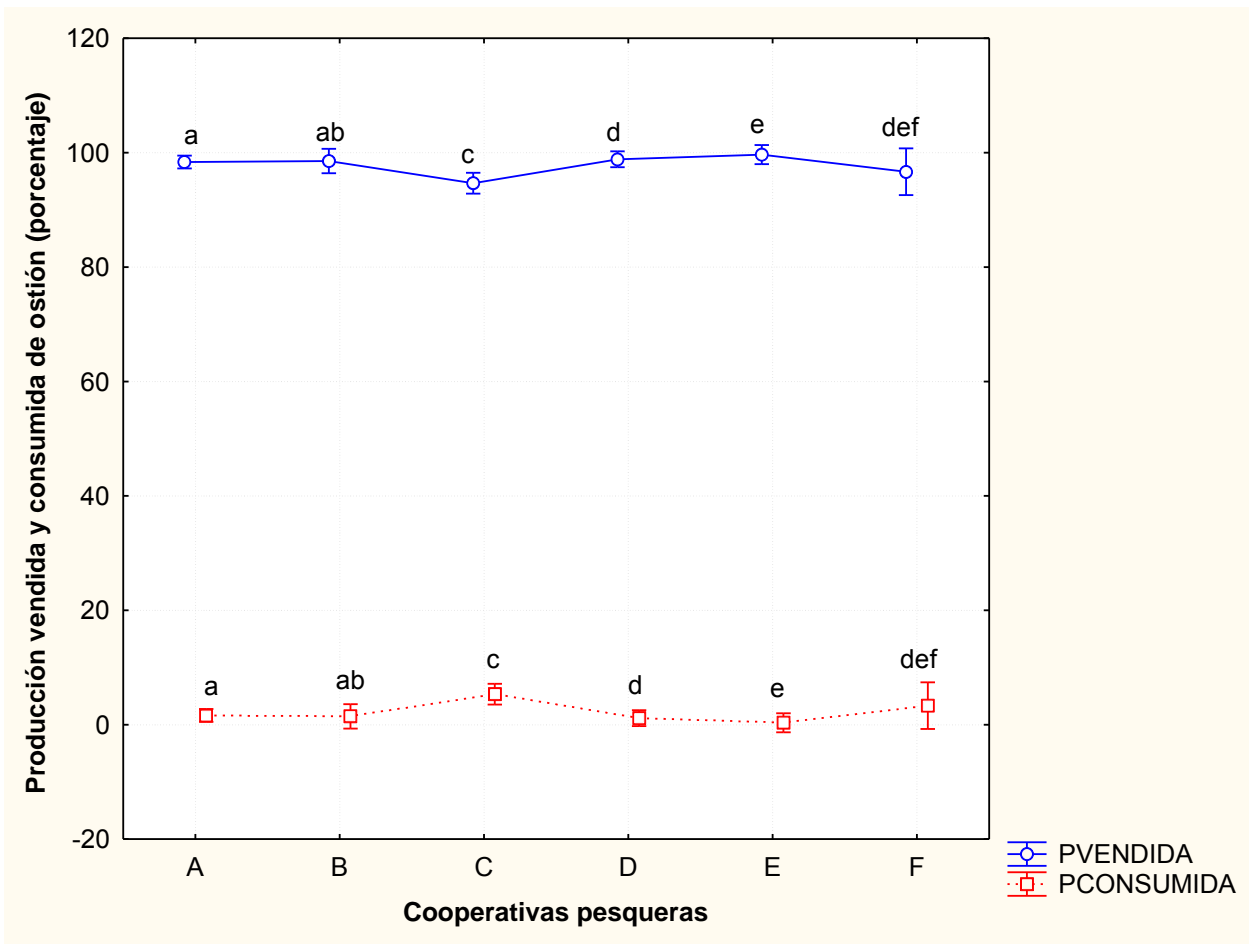


Figura 10. Producción vendida y consumida de ostión por los miembros de las SCP en Mandinga.

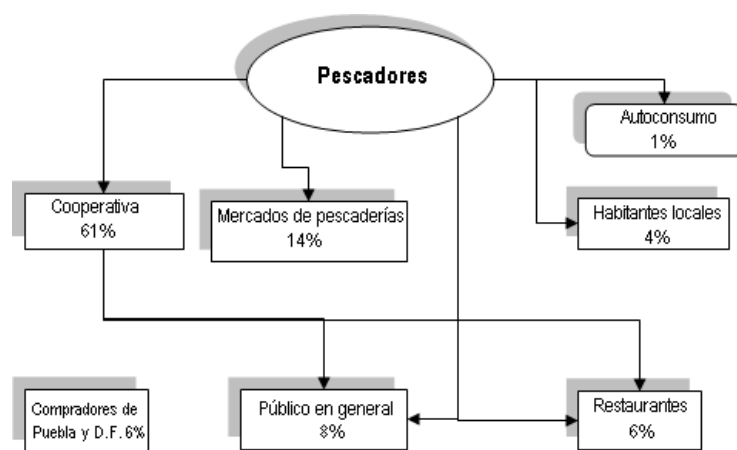


Figura 11. Canales de comercialización para los principales productos pesqueros (Arenas-Fuentes *et al.*, 2009).

El análisis de las características de los pescadores, el manejo que realizan del recurso explotado y su percepción en la utilización del mismo tiene un gran impacto a futuro en el desarrollo de cualquier pesquería extractiva. Arenas-Fuentes *et al.* (2009) reportó un profundo desconocimiento cultural y de las dinámicas sociales de las comunidades en Mandinga. Además de vacíos en la información sobre el funcionamiento de las cooperativas, sus conflictos intra e interespecificos, así como el desconocimiento de otras características sociales esenciales como: índices de migración, dinámicas familiares, problemas sociales y las necesidades reales que aquejan a los pescadores, así como sus comunidades correspondientes.

La percepción de los pescadores es fundamental por su rol primordial como principales actores del manejo y conservación de una pesquería. Coincidiendo con lo anterior Vidal (2013), indicó que las comunidades de pescadores no perciben a los recursos pesqueros como un activo económico benéfico para grandes sectores de población participantes o su integración en la cadena productiva, ni consideran cuales serían las implicaciones por la persistencia en la desigualdad tan marcada entre sus niveles de ingreso, volúmenes de extracción y el incremento en la presión al hábitat.

En algunas lagunas costeras del Golfo de México, el recurso ostión presenta una extracción al máximo actualmente y de continuarse con esta práctica sin realizar un manejo adecuado representaría un riesgo a la sostenibilidad a largo plazo del mismo, considerando que dependen de ella la seguridad, estabilidad social y económica de todas las familias que desarrollan esta actividad en las localidades con vocación pesquera (Vidal, 2013).

8.3. Caracterización de riesgo de exposición dietario a endosulfán

El riesgo crónico estimado a partir de la ingesta de residuos de plaguicidas en ostión se evaluó con un peso hipotético para un adulto de 70 kg (peso corporal), un consumo diario de ostión estimado de 67.42 ± 102.95 g para la población de ostricultores del sistema lagunar Mandinga. Este valor fue superior al consumo per cápita anual de 0.36 Kg de acuerdo con cifras de la CONAPO (Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2013). En comparación con el reportado por Yang *et al.* (2006) para China, donde el

consumo global de pescado y mariscos aumentó de 27.5 g/persona día en 1989 a 30.5 g / persona día en 1997 (Cuadro 26).

Cuadro 26. Ingesta diaria estimada (EDI) de endosulfán en alimentos.

Tipo de muestra	Zona de estudio	Ingesta dietética estimada (EDI)	Referencia
Muestras de peces y moluscos	Provincia de Liaoning, China	Moluscos marinos: 0.40 ng kg ⁻¹ día ⁻¹ (peso corporal) Peces marinos: 0.66 ng kg ⁻¹ día ⁻¹ (peso corporal) Peces de agua dulce: 0.95 ng kg ⁻¹ día ⁻¹ (peso corporal)	Liu <i>et al.</i> (2010)
Muestras alimentos	Población europea	Estimación de la ingesta diaria máxima teórica (TMDI) de 27.1(% ADI)	Almeida-González <i>et al.</i> (2011)
Banano montaña (pawpaw)	Accra Metropolis, Ghana	α-endosulfán: 4.57 x 10 ⁻⁵ (adultos) y 3.20 x 10 ⁻⁴ mg kg ⁻¹ d ⁻¹ (niños) β-endosulfán: 1.00 x 10 ⁻⁴ (adultos) y 7.04 x 10 ⁻⁴ mg kg ⁻¹ d ⁻¹ (niños)	Bempah <i>et al.</i> (2011)
Muestras compuestas de alimentos	Beijing Seoul Hokkaido Kyoto Okinawa	1993: 1.20 ± 1.0 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 2009: 25.3 ± 5.0 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 1994: 40.0 ± 11.2 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 2007: 206.5 ± 289.5 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 1992, 1995: 2.3 ± 2.6 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 2009: 1.5 ± 0.4 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 1996, 1997: 1.29 ± 0.92 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 2009: 1.0 ± 0.5 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 1992, 1995: 1.6 ± 1.4 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS) 2009: 1.0 ± 0.4 ng Kg bw ⁻¹ d ⁻¹ (MS)	Desaleng <i>et al.</i> (2011)
Tejidos muscular de peces	Laguna Lagos, Nigeria	EDI: <i>E. fimbriata</i> : 18.21 ng g ⁻¹ EDI: <i>P. sebae</i> : 123.15 ng g ⁻¹	Williams y Unyimadu (2013)
Granos, vegetales y peces	Huai'an, China	EED: trabajadores, residentes y niños de 3.6 x 10 ⁻⁵ mg Kg ⁻¹ día	Wang <i>et al.</i> (2014)
Alimentos complementarios a base de cereales	Ghana	Lactantes: 190 ng Kg ⁻¹ d ⁻¹ (α-endosulfán) y 500 ng Kg ⁻¹ d ⁻¹ (β -endosulfán) Niños pequeños: 151 ng Kg ⁻¹ d ⁻¹ (α-endosulfán) y 396 ng Kg ⁻¹ d ⁻¹ (β -endosulfán)	Akoto <i>et al.</i> (2015)
Ostión (<i>C. virginica</i>)	Mandinga	EDI año uno: 40.35 ng g ⁻¹ EDI año dos: 28.43 ng g ⁻¹ EDI año tres: 4.76 ng g ⁻¹	Esta investigación

Notas: MS: Promedio ± SD (desviación estándar); EED: exposición dietética humana.

Los valores de EDI obtenidos para los tres años de análisis presentaron una disminución con respecto al tiempo, estos presentaron una tendencia a la baja. Los

valores obtenidos presentaron similitudes con los resultados de EDI reportados por Liu *et al.* (2010) para moluscos marinos. Asimismo los valores de EDI en los años uno y dos fueron superiores a la concentración de referencia no cancerígena de $6000 \text{ ng Kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($6 \text{ ng g}^{-1} \text{ d}^{-1}$) considerado como un valor de riesgo derivado de la dosis de referencia crónica (RfD), recomendada por USEPA. (Liu *et al.*, 2010). En contraste la EDI en el año tres presentó un valor inferior a esta concentración de referencias. Debe señalarse que no existen otros valores de EDI reportadas en ostión (*C. virginica*), mientras algunas investigaciones han realizado éste tipo de análisis en diversos tipos de matrices alimenticias.

Los valores de HQ para los años uno y dos presentaron un valor superior a 1, por lo cual su consumo representó un riesgo para la salud (Cuadro 27). De acuerdo con Boobis *et al.* (2008), si el HQ tiene un valor superior a 1.0 ($> 100\%$ de ARfD o ADI), indica que la ingesta excede el valor que se cree que es seguro, por lo tanto representa un riesgo. En contraste los valores HQ crónico y agudo para el año tres presentaron un valor inferior a 1, lo anterior indica una reducción en el riesgo de exposición a endosulfán por el consumo de ostión. También Reiler *et al.* (2015) las concentraciones de organoclorados en tomate se encontraron en un rango por debajo del valor de riesgo. Debe señalarse la existencia de pocas investigaciones que determinen el HQ en alimentos.

Cuadro 27. Cociente de riesgo (HQ) de endosulfán en alimentos.

Zona de estudio	Tipo de alimento	Valor coeficiente de riesgo (HQ)	Fuente
Huia'an, China	Granos, vegetales y peces	HQ dietario (trabajadores, residentes y niños): 6.3×10^{-3} (RfD 5.7×10^{-3})	Wang <i>et al.</i> (2014)
Sucre, Bolivia	Tomate	Valores de HQ no presentaron un riesgo dietario crónico ni agudo (inferiores a uno).	Reiler <i>et al.</i> (2014)
Mandinga	Ostión (<i>Crassostrea virginica</i>)	HQ crónico (año uno): 6.72 (ADI 6 ng g) HQ agudo (año uno): 2.69 (RfD 15 ng g) HQ crónico (año dos): 4.73 HQ agudo (año dos): 1.89 HQ crónico (año tres): 0.79 HQ agudo (año tres): 0.31	Esta investigación

De acuerdo con Reiler *et al.* (2015) la tarea de reducir la exposición de la población a los productos químicos tóxicos es un desafío para las autoridades gubernamentales de todos los países. Jeong *et al.* (2012) reportaron que aunque los resultados indiquen un

riesgo insignificante asociado con la exposición a través del consumo de un alimento, deben tomarse preocupaciones especiales para reducir la exposición total a éstas plaguicidas en varios alimentos.

Diversos estudios han determinado la concentración y el riesgo de los plaguicidas sólo en un grupo alimenticio específico (Wang *et al.*, 2014, Akoto *et al.*, 2015, Lozowicka *et al.*, 2015, Nakano *et al.*, 2015, Zhia-xia *et al.*, 2015, Reiler *et al.*, 2015). De acuerdo con Saeed *et al.* (2001) la elección de los alimentos a analizar para el monitoreo de residuos de plaguicidas se basa siempre en encuestas de consumo de alimentos y patrones de la población, considerando que los humanos están expuestos crónicamente a residuos de plaguicidas través de los alimentos (Lee, 2010).

El monitoreo de residuos de plaguicidas es una herramienta utilizada para controlar la cantidad de plaguicidas en los alimentos, contribuyendo a enfocar en el uso apropiado en términos de autorización, registro y cumplimiento de LMRs (Nakano *et al.*, 2015). No obstante Bauer *et al.* (2013) señalaron que a pesar de la reciente prohibición del uso del endosulfán en países como Estados Unidos y Canadá, éste organoclorado es un contaminante orgánico persistente y estará presente en el medio ambiente después de la interrupción de su uso. Asimismo Betancur *et al.* (2015) señalaron la presencia del endosulfán como una problemática global. Coincidiendo con lo anterior Wang *et al.* (2014) indicaron que la presencia de endosulfán en los productos alimenticios debe investigarse porque representa una amenaza para la salud humana y el medio ambiente. Desaleng *et al.* (2011) también señalaron la necesidad de investigar los cambios en la exposición a los plaguicidas organoclorados como endosulfán a través del tiempo, sus variaciones temporales y los niveles regionales de sus residuos en los alimentos, los cuales se relacionan con las tendencias históricas de producción, aplicación y regulación de estos productos químicos en diversos países. El organoclorado endosulfán en el ostión no representó un riesgo dietario agudo o crónico en el caso del año tres, ya que los valores de HQ fueron inferiores al valor de uno (Cuadro 27).

El análisis del ostión (*C. virginica*) representa un importante indicador sobre como ocurre el aporte de contaminantes como los residuos de plaguicidas organoclorados hacia los sistemas lagunares, constituye una herramienta para determinar la dinámica

de su permanencia en el sistema, patrones de uso y posible riesgo a futuro en la salud de los consumidores. Sin embargo, debe destacarse la poca información existente sobre la presencia de plaguicidas organoclorados y la evaluación del análisis de riesgo.

8.3.1. Incertidumbres en estimación del riesgo de exposición dietario

En las secciones anteriores se indicó la existencia de diversas fórmulas consideradas para estimar el riesgo de exposición dietética, dosis de referencia y caracterización de riesgo, sin embargo dichas estimaciones solo pueden dar una valoración parcial sobre el riesgo real y por lo tanto existen ciertas incertidumbres en sus consideraciones. De acuerdo con Liu *et al.* (2010) algunas limitaciones asociadas con el análisis de la exposición pueden conducir a incertidumbre en la estimación del riesgo total de exposición.

De acuerdo con Liu *et al.* (2010) en la elaboración del análisis de riesgo no se consideran las diferencias en edades, ya una exposición en la infancia podrían tener probablemente una mayor probabilidad de producir tumores que la exposición en la edad adulta. Esto coincide con lo reportado por Silva y Carr (2010) quienes indican que la exposición aguda a endosulfán en el subgrupo de población que incluye a todos los niños <1 año representaba el riesgo más elevado. Liu *et al.* (2010) también indicaron que el uso de una concentración media de contaminantes ya sea en peces o molusco empleado para estimar la exposición es otra limitación que podría subestimar el riesgo considerando que un individuo consume regularmente pescado y moluscos provenientes de un cuerpo de agua contaminado. Asimismo, pueden sumarse otros factores que podrían dar lugar a incertidumbre como el peso corporal y las posibles interacciones entre las diferentes sustancias químicas tóxicas.

Coincidiendo con lo anterior Wang *et al.* (2014) indicaron que el peso corporal y la concentración de endosulfán en vegetales representaron la mayor parte de la incertidumbre en la estimación del riesgo total de la población debido a la importante contribución de riesgo de exposición dietética.

El uso de parámetros como la ADI generados por medio de ecuaciones que incluyen solo en algunas variables pueden incrementar la incertidumbre también ya sea infra o supervalorando el riesgo, debido a que estas se diseñaron sin tener en consideración

las diferencias en los hábitos alimenticios y las tasas de consumo de los individuos (Liu *et al.*, 2010). En contraste Hamilton y Crossley (2004) indicaron que la estimación de la ingesta basado en los residuos de productos químicos presentes en la comida que los individuos consumen puede minimizar la introducción de errores, contribuyendo a obtener una ventaja característica en la investigación. Desalegn *et al.* (2011) señalaron que es fundamental perfeccionar las estimaciones de la ingestión dietética mediante la orientación tipos de alimentos, así como realizar la identificación de fuentes origen para garantizar alimentos seguros a los consumidores.

De acuerdo con Boobis *et al.* (2008) existen formas más sofisticadas de la evaluación del riesgo acumulativo, como el uso de modelos probabilísticos como MCRA (Voet *et al.*, 2015; Stephenson y Harris, 2016). Asimismo Jensen *et al.* (2003) y Reiler *et al.* (2015) señalaron que debe considerarse además la evaluación de los efectos acumulativos de plaguicidas con el mismo modo de acción, los cuales integren los índices de riesgo individuales para producir un índice de riesgo (HI), el cual representa la toxicidad acumulativa para los plaguicidas organoclorados con un modo de acción común. Se requiere además realizar estudios sobre los residuos de plaguicidas en la dieta total en México, es decir conocer los niveles de consumo de alimentos y riesgo dietario crónico para los consumidores, como los trabajos realizados por Nougadere *et al.* (2012) en la población francesa.

8.4. CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS

Las concentraciones de endosulfán en el ostión (*C. virginica*), obtenidos durante las épocas del año estudiadas, superaron en general los límites máximos permisibles internacionales. Lo anterior, evidentemente muestra que existe un inminente riesgo a la salud pública de los consumidores de este ostión. Por lo tanto, **la hipótesis no se rechaza.**

9. CONCLUSIONES

Los niveles de concentración de endosulfán encontrados en la totalidad de las muestras de ostión (*C. virginica*) del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz, fueron superiores a los límites máximos permisibles establecidos por la ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). Por lo que se concluye que existe un importante riesgo a la salud de los consumidores de este ostión, entre éstos se incluyen también a los miembros de las cooperativas y sus familias. Además de esto, se deduce que el agua de este sistema lagunar puede presentar niveles de endosulfán considerable, el cual proviene o pudo haber provenido de fuentes de contaminación derivadas de actividades antropogénicas, tales como la agricultura y la ganadería. Es relevante señalar también que este plaguicida y sus isómeros son altamente persistentes en el medio ambiente.

En adición a los isómeros del endosulfán se encontró un metabolito de este plaguicida, conocido como sulfato de endosulfán. Su concentración fue mayor que la de los isómeros, lo cual puede atribuirse a sus propiedades químicas, persistencia y tipo de matriz analizada en esta investigación.

Se identificó en la entrevista realizada a los ostrícolas pertenecientes a cooperativas pesqueras en el sistema lagunar Mandinga un escaso conocimiento sobre el riesgo atribuido al consumo de ostión y las diferentes fuentes de contaminación que afectan al sistema y por lo tanto la calidad sanitaria del ostión.

10. LITERATURA CITADA

- Acosta, M. 2009. Alternativas al endosulfán en la horticultura en pequeña escala en Uruguay. En: El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 113-128.
- Ahmeed, T., A.K. Tripathi., R.S. Ahmeed., S. Das., S.G. Suke., R. Pathak., A. Chakraborti., y B. Dev B. 2008. Endosulfan-induced apoptosis and glutathione depletion in human peripheral blood mononuclear cells: attenuation by N-acetylcysteine. *J. Biochem Molecular Toxicology*, 22 (5): 299-304.
- Akoto O., J. Opong-Otoo., y P. Osei-Fosu. 2015. Carcinogenic and non-carcinogenic risk of organochlorine pesticide residues in processed cereal-based complementary foods for infants and Young children in Ghana. *Chemosphere*, 132: 193-199.
- Alafita V., H. y J. E. Martínez G. 1993. La avifauna de Arroyo Moreno, Veracruz, México. Res. XII Congr. Nat. Zool. 120. En: Castañeda L., O. y F. Contreras E. 2001. Ecosistemas costeros mexicanos. CD ROM, UAM-I. México.
- Albert L., A., y J.A. Benítez. 1996. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros. En: Golfo de México, Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias. A.V. Botello, J.L. Rojas Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate-Lomelí (Eds). EPOMEX Serie Científica 5. Universidad de Campeche. México, D.F. pp: 107-123.
- Albert L., A. 1997. Plaguicidas. Cap. 21, pp.361-385. En *Introducción a la toxicología ambiental*. L.A. Albert (Ed). ECO-OPS/OMS. Secretaría de Ecología del Estado de México, Edo. De México.
- Albert L., A. 2005. Panorama de los plaguicidas en México. *Revista de Toxicología en Línea*. 8: 16.
- Albert, L., A. 2014. Los plaguicidas y sus riesgos para el ambiente. En: Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. Benítez, y G. Gold-Bouchot (Eds.), 3rd (Ed.), UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. México D. F. pp: 183-212.

- Aldana A., D., E. Baqueiro C., T. Brulé D., M. Enríquez D., F. Lango R., I. Martínez M., D. Valdés L., y A. Zetina Z. 2013. Estrategias reproductivas del ostión americano *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) a lo largo del Golfo de México. En: Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe. D. Aldana A., M. Enríquez D., V. Elías (Eds.), La Ciencia en Veracruz. México, D.F. pp: 19-30.
- Aldeco J., G. Cortés-Avalos., y J. Jurado M. 2015. Adaptaciones culturales y económicas a cambios provocados por tala de mangles y deterioro pesquero en Mandinga, Veracruz. Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente. 15 (29):138-158.
- Akan J., C., Z. Mohammed., L. Jafiya., V.O. Ogugbuaja. 2013. Organochlorine pesticides residues in fish samples from Alau Dam, Borno State, North Eastern Nigeria. J. Environ Anal Toxicol, 3 (3): 171. DOI: 10.4172/2161-0525.1000171.
- Akan J., C., F.I. Abdulrahman., y Z.M. Chellube. 2014. Organochlorine and organophosphorus pesticide residues in fish samples from Lake Chand, Baga, North Eastern Nigeria. International Journal of Innovation, Management and Technology, 5 (2): 87-92.
- Almeida-González M., L.D. Boada., M. Zumbado., L.A. Henríquez-Hernández., P.F. Valeron., y O.P. Luzardo 2011. Dietary Intake of Environmentally Persistent Plaguicides in the European Population. pp: 49-66. En: Pesticides The Impacts of Pesticides Exposure, Ed. Margarita Stoytcheva. InTech. [Consultado el 12 de Febrero de 2016] <http://www.intechopen.com/books/pesticides-the-impacts-of-pesticides-exposure/dietary-intake-of-environmentally-persistent-plaguicides-in-the-european-population>
- Altieri M. 1995 Agroecology: the Science of Sustainable Agriculture. Boulder: Westview Press.
- Álvarez-Salas L., Polanco-Echeverry, y D., Ríos-Osorio, L. 2014. Reflexiones acerca de los aspectos epistemológicos de la agroecología. Cuadernos de Desarrollo Rural, 11(74), 55-74. DOI: <http://dx.doi.org/10.11144/Javeriana.CRD11-74.raea>
- Aly H., A.A., y R.M. Khafagy. 2014. Taurine reverses endosulfan-induced oxidative stress and apoptosis in adults rat testis. Food and Chemistry Toxicology. 64: 1-9.

- Amado del A.L.E. y R.P. Cabrera. 1994. Evaluación de la clorofila a y la materia orgánica particulada en suspensión en el sistema lagunar Boca del Río Mandinga, Veracruz, México. Res. VII Sompac. Consultado en: Centro de documentación ecosistemas litorales Mexicanos <http://investigacion.izt.uam.mx/ocl/index2.html>.
- Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2013. Consumo nacional aparente y per cápita de productos pesqueros, según destino y principales especies, 2013. pp. 192. SAGARPA. CONAPESCA. México, D.F. 299 pp.
- Arias de León C. 2014. La pesquería mexicana del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) del Golfo de México: limitantes de su desarrollo. Tesis Inédita de Doctorado. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Boca del Río, Ver. 174 pp.
- Arenas-Fuentes V., L. Jiménez., P. Arceo, L. Ortiz., S. Cruz., E. Velarde., y D. Salas. 2009. Estudio Biológico-Pesquero y socioeconómico y plan de manejo del sistema lagunar Mandinga. Informe técnico. COMISIÓN NACIONAL DE PESCA, SAGARPA y SEDARPA. Boca del Río, Ver. 141 pp.
- Arnold, M y D. Rodríguez. 1990. Crisis y Cambios en la Ciencia Social Contemporánea. Revista de Estudios Sociales (CPU). Santiago. Chile. N°65.
- Arnold, M y Osorio, F. 1998. Introducción a los conceptos básicos de la teoría general de sistemas. Cinta Moebio 3: 40-49. www.moebio.uchile.cl/03/frprinci.htm40.
- Ashby W., R. 1984. Sistemas y sus medidas de información. En: von Bertalanffy. Tendencias en la Teoría General de los Sistemas. Alianza Editorial. Madrid. 3º Edición.
- Astoveza M., J., N. Cappelletti., C. Bilos., M.C. Migoya., J.C. Colombo. 2016. Massive airborne endosulfan inputs related to intensive agriculture in Argentina's Pampa. Chemosphere, 144: 1459-1466.
- ATSDR. 2001. Reseña Toxicológica del Endosulfán. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. 2 p.

- ATSDR. 2013. Reseña Toxicológica del Endosulfán. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. 2 p.
- ATSDR. 2015. Reseña Toxicológica del Endosulfán (p. 2). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU. Servicio de Salud Pública. Atlanta, GA.
- Bajpayee M., A.K. Pandey., S. Zaidi., J. Musarrat., D. Parmar., N. Mathur., P.K. Seth., A. Dhawan. 2006. DNA damage and mutagenicity induced by endosulfan and its metabolites. *Environ Mol Mutagen.* 47 (9):682-692.
- Bauer M., S.J. Greenwood., K. Fraser-Clark., P. Jackman., W. Fairchild. 2013. Analysis of gene expression in *Homarus americanus* larvae exposed to sublethal concentrations of endosulfan during metamorfosis. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part D.* 8: 300-308.
- Benítez J., A. y C. Bárcenas. 1996. Patrones de uso de los plaguicidas en la zona costera del golfo de México. En: *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias.* A. V. Botello, J. L. Rojas Galaviz, J. A. Benítez y D. Zárate-Lonieli (eds.). EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, D.F. pp:155-167.
- Bejarano G.,F. 2008. El endosulfán una amenaza a la salud y el medio ambiente. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina.* F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, F. Ramírez-Muñoz (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 9-34.
- Bejarano, G. F. 2009. El endosulfán una amenaza a la salud y el medio ambiente. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina.* F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 5-11.
- Bempah C.,K., A. Donkor., P. Owirade-Yeboah., B. Dubey., P. Osei-Fosu. 2011. A preliminary assessment of consumer's exposure to organochlorine pesticides in

- fruits and vegetables and the potential health risk in Accra Metropolis, Ghana. *Food Chemistry*. 128: 1058-1065.
- Bentalanffy Von L. 1976. Teoría General de los Sistemas. Editorial Fondo de Cultura Económica. México.
- Benítez J., A., y C. Bárcenas. 1996. Patrones de uso de los plaguicidas en la zona costera del Golfo de México. En: Golfo de México Contaminación e impacto ambiental. Diagnóstico y tendencias. Botello, A.V., J.L. Rojas-Galaviz, J. Benítez y D. Zarate-Lomelí (Eds). Universidad Autónoma de Campeche, EPOMEX. Serie Científica 5. México, D. F. pp: 155-167.
- Betancur., J.L.A., R. Ocampo C., L.A. Ríos V. 2015. La problemática del endosulfán: Aspectos químicos, analíticos y ambientales. *Rev. Luna Azul*. 40: 293-313.
- Bharathi, S.R., D. Sattibabu., y M. Janarhana R. 2014. Toxicity of endosulfan to fouling bivalve, *Mytilopsis sallei* to varying salinities. *International Journal of Environmental Biology*. 4 (1): 1-5.
- Boobis A., R., B.C. Osendorp., U. Banasiak., P.Y. Hamey., I. Sebestyen., A. Moretto. 2008. Cumulative risk assessment of pesticide in food. *Toxicol. Lett*. 180 (2): 137-150.
- Botello V., A., G. Díaz., L. Rueda., y S.F. Villanueva. 1994. Organochlorine compounds in oysters and sediments from coastal lagoons of the Gulf of Mexico. *Bull. Environ.Contam.Toxicol*. 53: 238-245.
- Botello V., A., S. Villanueva Fregoso y G. Ponce Vélez. 2010. La contaminación de las costas mexicanas. pp. 79-120. En Alonso Aguilar Ibarra (Coord), *Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario*. UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas. México, D.F. 308 p.
- Brito, M.N.P., E. De la Cruz., y A. Gomez V. 2013. Situación de la pesquería de ostión en el estado de Tabasco. (pp. 224- 228). En *Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe (224-228)*. D. Aldana A., M. Enríquez D., V. Elías. *La Ciencia en Veracruz*. México, D.F.
- Burgos-Chan A., D. Hinojosa-Garró., y J. Rendón von Osten. 2014. Residuos de plaguicidas organoclorados en peces de las lagunas de Xnohá y Mocú., municipio de Champotón, Campeche. En: Golfo de México. Contaminación e

- Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. Benítez, y G. Gold-Bouchot (Eds.), 3rd (Ed.). UAC, UNAM-ICMYL, CINESTAV-Unidad Mérida. México D. F. pp: 337-358.
- Calva., L.G., y M.R. Torres. 1998. Plaguicidas organoclorados. *Contactos*. 30: 35-46.
- Candelaria-Martínez B., O. Ruiz-Rosado, F. Gallardo-López, P. Pérez-Hernández., Á. Martínez-Becerra., y L. Vargas-Villamil. 2011. Aplicación de modelos de simulación en el estudio y planificación de la agricultura, una revisión. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14: 999-1010.
- Canlet C., M. Tremblay-Franco., R. Gautier., J. Molina., B. Métais., F. Blas-Y Estrada., y L. Gamet-Payraastre. 2013. Specific metabolic fingerprint of a dietary exposure to a very low dose of endosulfán. *Journal of Toxicology*. 11. Article ID 545802.
- Caporali F. 2015. History and Development of Agroecology and Theory of Agroecosystems. *Law and Agroecology*. 3-29.
- Caride A., A. Lafuente., T. Cabaleiro. 2010. Endosulfan effects on pituitary hormone and both nitrosative and oxidative stress in puberal male rats. *Toxicology Letters*. 97: 106-112.
- Carriger J., F., y G.M. Rand. 2008. Aquatic risk assessment of pesticide in surface waters in and adjacent to the Everglades and Biscayne National Parks: I. Hazard assessment and problem formulation. *Ecotoxicology*. 17: 660-679.
- Carrillo Alejandro P., Cecilia Quiroga Brahms, María del Refugio Castañeda Chávez, Armando T. Wakida Kusunoki, Erik Márquez García, Rosa María Ioran Núñez, Francisco Rolando Martínez Isunza, J de Jesús Villanueva Fortanelli, Fabiola Lango Reynoso, Elizabeth Romero Hernández, Itzel Galavíz Villa, Gabriela Galindo Cortés, Víctor Zárate Noble. 2012. Plan de manejo pesquero del sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona, Tabasco para una actividad pesquera sustentable. SAGARPA-CONACYT. México, D.F.
- Carrillo-Alejandro P., L.F.J. Beléndez-Moreno., C. Quiroga-Brahms., R.M. Lorán-Núñez, F. Rolando-Martínez Isunza., J.A. Pech-Paat, L. González-Ocaranza, J.J. Villanueva-Fortanelli., M.R. Castañeda-Chávez., F. Lango-Reynoso., I. Galaviz-Villa., G. Silva-López, L.G. Abarca-Arena, B.Y. Rangel-Arteaga., L.M. Pantoja-González., L. Arias-Cruz., L.E. Martínez-Cruz., G. Pantoja-Yépez, R. Escartín-

- Hernández, M. Garduño-Dionate, M. Nava-Abarca, G. Morales-García, J. Rivas-Villegas., E. Romero-Hernández., M. Lagunes del Valle., y J. Castillo-Hernández. 2014a. Plan de manejo pesquero de la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. En *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo*. INAPESCA-SAGARPA. México, D.F. pp. 279-356.
- Carrillo-Alejandro P., L.F.J. Beléndez-Moreno., C. Quiroga-Brahms., R.M. Lorán-Núñez, F. Rolando-Martínez Isunza., J.A. Pech-Paat, L. González-Ocaranza, J.J. Villanueva-Fortanelli., M.R. Castañeda-Chávez., F. Lango-Reynoso., I. Galaviz-Villa., G. Silva-López, L.G. Abarca-Arena, B.Y. Rangel-Arteaga., L.M. Pantoja-González., L. Arias-Cruz., L.E. Martínez-Cruz., G. Pantoja-Yépez, R. Escartín-Hernández, M. Garduño-Dionate, M. Nava-Abarca, G. Morales-García, J. Rivas-Villegas., E. Romero-Hernández., M. Lagunes del Valle., y J. Castillo-Hernández. 2014b. Plan de manejo pesquero del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz En *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo*. INAPESCA-SAGARPA. México, D.F. pp. 359-463.
- Carta Nacional Pesquera. 2012. Ostión. Diario Oficial de la Federación. Publicado el 24 de Agosto de 2012. INAPESCA.
- Carvalho F., P. 2006. Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy*. 9: 685-692.
- Carvalho F., P., J.P. Villanueva., C. Cattini., I. Tolosa., D.D. Thuan., D.D. Nhan. 2008. Agrochemical and polychlorobiphenyl (PCB) residues in the Mekong River delta, Vietnam. *Mar. Pollut Bull*. 56: 1476-1485.
- Carvalho F., P., J.P. Villeneuve., C. Cattini., J. Rendón., J. Mota de O. 2009a. Ecological risk assessment of PCBs and other organic contaminant residues in Laguna de Terminos, Mexico. *Ecotoxicology*. 18: 403-416.
- Carvalho F., P., J.P. Villeneuve., C. Cattini., J. Rendón., J. Mota de O. 2009b. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Términos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere* 74: 988–995.
- Casabar R., C.T., P.C. Das., G.K. Dekrey., C.S. Gardiner., Y. Cao. 2010. Endosulfan induces CYP2B6 and CYP3A4 by activating the pregnane X receptor. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 245:335-343.

- Casanova-Pérez L., J.P. Martínez-Dávila., S. López-Ortiz., C. Landeros-Sánchez., G. López-Romero., y B. Peña-Olivera. 2015. Enfoques del pensamiento complejo en el agroecosistema. *Interciencia*, 40 (3): 210-216.
- Castañeda O. y F. Contreras. 1993. *Ecosistemas Costeros Mexicanos*. CONABIO, UAM. México. 415 pp.
- CE. 2005. Review Report for the active substance Endosulfan SANCO/4327/2000-rev. 2 Final 15 de febrero de 2005 y documentos que fundamentan los antecedentes (expediente, monografía e informe de expertos del Programa de Evaluación por Expertos).
- CICLOPLAFEST. 2005. Catálogo de plaguicidas: Endosulfán. Consultado el 25 de Enero de 2016. <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Plaguicidas%20y%20Fertilizantes/CatalogoPlaguicidas.aspx>
- Codex Alimentarius Commission. 2009. Pesticide residues in food: Maximum Residue Limits. Extraneous Maximum Residue Limits. 2009.
- COFREPIS. 2014. Registro de plaguicidas: Endosulfán. [Consultado el 19 de Marzo de 2014] <http://189.254.115.250/Resoluciones/Consultas/ConWebRegPlaguicida.asp>
- CONABIO. 2007. Cuerpos de agua de México, con descripción y nombre. Modificado de Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática carta topográfica. Escala 1:250,000.
- CONAGUA. 1998. Inventario de cuerpos de agua y humedales de México. Escala 1:250,000.
- Contreras E., F y Castañeda, L. O. 2004a. La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias*. 76:46-56.
- Contreras E., F. y Castañeda, L. O. 2004b. Las lagunas costeras y estuarios del golfo de México: hacia el establecimiento de índices ecológicos. En: Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Caso Margarita, Pisanty Irene y Ezcurra Exequiel (Compiladores), SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología y Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. México, D.F. pp: 373–416.

- Contreras E., F. 2006. Lagunas costeras de Veracruz. En: Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal. Moreno, C P, Peresbarbosa. E y Travieso, B. A. C. Instituto de Ecología A.C. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, SEMARNAT. Xalapa, Ver., México, D.F. pp: 205-227.
- Conway R.G. 1985. Agroecosystem Analysis. J. Agricultural Administration 20: 31-55.
- Conway R.E. 1987. The properties of agroecosystems. Agric. Systems. 24:95.
- Conway G.R. 1990. Agroecosystems. In Jones, J.G.W, Street P.R (Eds.) Systemstheory applied to agricultura and the food chain. Elsevier, New York, USA.
- Conway G. 1994. Sustainability in Agricultural Development: Tradeoffs Between Productivity, Stability, and Equitability. Journal for Farming Systems and Research-Extensions 4: 1-14.
- Cortinas C., 2000. Proyecto para Habilitar a México a formular el Plan Nacional de Implementación (PNI) para dar cumplimiento al Convenio de Estocolmo. Cortinas, Retrieved from <http://siscop.ine.gob.mx/descargas/diagnos/diag_comunicacion_participacion_social.pdf>
- Chiavenato I. 1997. Teoría de sistemas En: Introducción a la Teoría General de la Administración. Cuarta edición. McGraw-Hill. pp. 725-761.
- Cutz, V.F., D. Nictelol Couoh C., M. Memije C., G. Vargar C., y J. Rendón von Osten. 2010. Uso de ostiones (*C. virginica*) como bioindicadores de contaminación por plaguicidas organoclorados en la laguna de Términos, Campeche. Revista Jaina. 21 (1): 55-63.
- De la Cruz A., G., J. Franco-López y L. G. Abarca A. 1985. Caracterización ictiofaunística de los sistemas estuarinos del estado de Veracruz, México. Memorias del VID Congreso Nacional de Zoología: 175-187.
- Delgado J., M., y J. Gutiérrez. 2007. Perspectivas metodológicas cualitativa y cuantitativa en las ciencias sociales. En Métodos y técnicas cualitativas de investigación en ciencias sociales. Síntesis. Madrid, España. 79 p.
- Desalegn B., T. Takasuga., K.H. Harada., T. Hitomi., Y. Fujii., H.R Yang., P. Wang., S. Senevirathna., A. Koizumi. 2011. Historical trends in human dietary intakes of

- endosulfan and toxaphene in China, Korea and Japan. *Chemosphere* 83: 1398–1405.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. Norma Oficial Mexicana. NOM-109-SSA1-1994. Bienes y servicios. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico.
- Diario Oficial. 2011. NOM-242-SSA1-2009. Norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba (p. 128). Secretaría de Salud, 10 de Febrero de 2011. México D. F.
- Díaz G., G., y L. Rueda Q. N. 1996. Niveles de concentración de plaguicidas organoclorados en las lagunas del Carmen, Machona y Alvarado. En: Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias. A. V. Botello., J. L. Rojas-Galaviz., J. A. Benítez., y D. Zarate-Lomelí (Eds.). EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche. México, D.F. pp: 177-185.
- Díaz G., G., A.V. Botello, y G. Ponce-Vélez. 2005. Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, laguna de Términos, Campeche, México. En: Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. pp: 207-224.
- Dixon J., A. Gulliver y D. Gibbon. 2001. Sistemas de Producción Agropecuaria y Pobreza. Cómo mejorar los medios de subsistencia de los pequeños agricultores en un mundo cambiante. FAO y BANCO MUNDIAL. Roma y Washington, DC. 58 pp.
- El-Bakouri, H., A. Ouassini., J. Morillo A., J. Usero G. 2007. Endosulfan sulfate mobility in soil columns and pesticide pollution of Groundwater in Northwest Morocco. *Water Environment Research*, 79 (13): 2578-2583.
- Enhui Z., C. Na., L. Meng-Yun., L. Jia., L. Dan., Y. Yongsheng., Z. Ying., H. DeFu. 2014. Isomers and their metabolite of endosulfan induced cytotoxicity and oxidative damage in SH-SY5Y cells. *Environmental Toxicology*. DOI 10.1002/tox

- Enríquez D., M., y D. Aldana A. 2013. El caracol rosa (*Lobatus strombus gigas*) en la Península de Yucatán: una descripción general. En: Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe. D. Aldana A., M. Enríquez D., V. Elías (Eds.), La Ciencia en Veracruz. México, D.F. pp: 205-223.
- EPA. 1991. Water Quality Criteria Summary. Bulletin from the office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division. Washington, DC.
- EPA. 1996. Integrated risk information system. United States Environmental Protection Agency. Office of Health and Environmental Assessment. Washington, D.C.
- EPA. 2002. Reregistration eligibility decision for endosulfan. November 2002. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C. [http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/endosulfan_red.pdf; last accessed April 5, 2013].
- EPA. 2007. Appendix I to 2007 addendum environmental fate and ecological risk assessment of endosulfan. United States Environmental Protection Agency. Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- EPA. 2009. National recommended water quality criteria. Washington, DC: Office of Water, Office of Science and Technology, U.S. Environmental Protection Agency. <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/current/upload/nrwqc-2009.pdf>. April 25, 2012.
- Esteve-Turrillas, F.A., W.C. Scott., A. Pastor., J.R. Dean. 2005. Uptake and bioavailability of persistent organic pollutants by plants grown in contaminated soil. *J. Environ Monit*, 7: 1093-1098.
- FAO. 2000. Evaluación de la contaminación en suelo. Manual de referencia. Colección 8: Eliminación de los plaguicidas. Roma, Italia. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/005/x2570s/X2570S02.htm>
- FAO. 2002. Submission and evaluation of pesticide residue data for the estimation of maximum residue levels in food and feed (1st ed). Rome: Food and Agriculture Organization. <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/Pesticid/p.htm>
- FAO/WHO. 2009. Principles and methods for the risk assessment of chemical in food. Risk assessment and its role in risk analysis. Environmental health criteria. 240.

- Charter 2. Food and Agricultural Organization/World Health organization.
<http://www.codexalimentarius.net/pestres/data/pesticides/index.html?lang=en>
- Farías, S., J. A. y A. W. Padilla P., 1991. Desarrollo gonadal del mejillón estuarino *Brachidontes recurvus* en el sistema estuarino de boca del río Mandinga, Veracruz. Res. XI Congr. Nal. Zool. 173.
- Galaviz-Villa I. 2003. Estudio de la calidad sanitaria del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) de los sistemas lagunares de Alvarado y La Mancha, Veracruz; mediante el Método de Análisis de Riesgos, Identificación y Control de Puntos Críticos (ARICPC o HACCP). Tesis de Maestría en Ciencias en Acuicultura. Instituto Tecnológico del Mar N° 01. Veracruz, México. 150 pp.
- Galván, S.A., R. 2006. Rentabilidad de la actividad ostrícola: estudio de caso Cooperativa de Producción Pesquera Pescadores de Tamiahua, S.C. DE R.L. DE C.V. Estado de Veracruz, México. Tesis Maestría. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 132 pp.
- Gallardo-López F., D. Riestra-Díaz., A. Aluja-Schunemann., y J.P. Martínez-Dávila. 2002. Factores que determinan la diversidad agrícola y los propósitos de producción en los agroecosistemas del municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. *Agrociencia*, 36:495-502.
- Gandhi D., P. Tarale., P.K. Naoghare., A. Bafana., K. Krishnamurthi., P. Arrigo., S. Saravanadevi. 2015. An integrated and proteomic approach to identify signatures of endosulfan exposure in hepatocellular carcinoma cell. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2015.06.008>
- Gandhi D., P. Tarale., P.K. Naoghare., A. Bafana., K. Krishnamurthi., S. Saravanadevi. 2016. Integrative genomic and proteomic profiling of human neuroblastoma SH-SY5Y cells reveals signatures of endosulfan exposure. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 41:187-194.
- García-Gutiérrez C., y G.D. Rodríguez-Meza. 2012. Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. *Ra Ximhai*, 8 (3):1-10.
- García R. 1994. Interdisciplinariedad y sistemas complejos. En Leff, Enrique de, ed. *Ciencias Sociales y Formación Ambiental*. Barcelona, Gedisa; UNAM. 8 febrero 2010. <http://www.ambiente.gov.ar/infoteca/aea/descargas/garcia01.pdf>

- García R. 2006. Sistemas complejos. Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria. Barcelona: Gedisa.
- García J., M. 2008. Teoría y ejercicios prácticos de Dinámica de Sistemas. Fundación Universidad Politécnica de Catalunya (UPC). Cataluña, España. 84 p.
- Gliessman S., R. 2001a. Agroecología: Procesos Ecológicos en Agricultura Sostenible. CATIE, Turrialba.
- Gliessman, S., R. 2001b. Agroecosystem sustainability: developing practical strategies. Book Series Advances in Agroecology, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Gliesman, S. 2002. Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Goebel, H., S. Gorbach., W. Knauf., R.H. Rimpau., H. Hüttenbach. 1982. Properties, effects, residues, and analytics of the insecticide endosulfan. Residue Rev. 83:1-174.
- Gold B., G., Silva, H. T., y P.O. Zapata. 1995. Organochlorine pesticide residue concentrations in biota and sediments from Rio Palizada, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 54, 554-561.
- Gómez-García, E. 2015. Impacto de la defoliación de mangle negro (*Avicennia germinans L.*) sobre la actividad pesquera en el ejido las coloradas, tabasco. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 123 pp.
- Gómez-Perazzoli A. 2011. Agroecología y desarrollo local en treinta y tres. Tesis de Magister en Desarrollo Rural Sustentable. Montevideo, Uruguay. pp.
- Gortari E. 1984. Iniciación a la lógica. Océano, México. pp. 39-60.
- Gutiérrez-Zavala R.M y E. Cabrera-Mancilla. 2012. La pesca ribereña de Guerrero. Instituto Nacional de Pesca (INP). México, D.F. 86 pp.
- Guadarrama Z. C., E. Escamilla P., F. Bejarano G., y B. Beristaín R. 2008. Alternativas al uso del endosulfán en el cultivo de café en México. En: El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 93-107.

- Guerin, T.F., y I.R. Kennedy. 1992. Distribution and dissipation of endosulfan and related cyclodienes in sterile aqueous systems: Implications for studies on biodegradation. *J. Agric. Food. Chem*, 20: 2315-2323.
- Graizbord B., J. Bello P., P. Hipólito-Rodríguez H., y L. Gómez M. 2009. Análisis socioeconómico de la zona costera del Golfo de México. En: *Adaptabilidad a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México*. Vol. I. J. Buenfil F (Ed). INE, SEMARNAT. México, D.F. pp: 281-306.
- Greve, P., y S.L. Wit. 1971. Endosulfan in the Rhine River. *J. Water Pollut. Control Fed.* 43: 2334-2348.
- Haffmans, S., Bejarano, F., Davo-Vodouhe, S., Watts, M., Weber, C., y Williamson, S. 2008. Introducir gradualmente alternativas del endosulfán (p. 7). PAN Germany. PAN International. Hamburg, Germany.
- Hamilton D., y S. Crossley. 2004. *Pesticide Residue in Food and Drinking Water: Human Exposure and Risk*. John Wiley. New York.
- Hapeman C., J., L.L. McConnell., T.L. Potter., J. Harman F., W.F. Schmidt., C.P. Rice., B.A. Schaffer., y R. Curry. 2013. Endosulfan in the atmosphere of South Florida: Transport to Everglades and Biscayne National Parks. *Atmospheric Environment*. 66: 131-140.
- Hart R., D. 1987. An ecological systems conceptual framework for agricultural research and development. *Readings in FSR and development*. USAID, pp. 50-65.
- Hecht S. 1993. La Evolución del Pensamiento Agroecológico, en *Modulo I. II curso sobre Agroecología y Desarrollo Rural*. CLADES. pp 1- 14.
- Hernández X., E. y A. Ramos R. 1977. Metodología para el estudio de agroecosistemas con persistencia de tecnología agrícola tradicional. En: *Agroecosistemas de México*. E. Hernández X. (Ed). C.P. Chapingo, México. pp. 321-333.
- Herrscher E., G. 2003. *Pensamiento sistémico*. 2a Ed. 267 pp.
- Hose G., C, Lim R P, Hyne R V, 2003. The transport, fate and effects of endosulfan in the Australian freshwater environment. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 9: 101–111.

- Hurtado O., M.A. 2008. Efecto de los ácidos grasos altamente insaturados (HUFA) en la reproducción del ostión de placer *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951). Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Baja California, México. 228 p.
- Hwang J., I., S. Eun L., J. Eok K. 2015. Plant uptake and distribution of endosulfan and its sulfate metabolite persisted in soil. Plos ONE. 10(11): e0141728. DOI: 10.1371/journal.pone.0141728.
- INAPESCA. 2014. Plan de manejo pesquero: Laguna de Pueblo Viejo,
- INE. 2011. Diagnóstico de la situación del endosulfán en México. Instituto Nacional de Ecología. México. 48 p.
- INECC. 2016. Características físico-químicas de los plaguicidas y su transporte en el ambiente. [Consultado el 22 de Febrero de 2016]. www.inecc.gob.mx/.../plaguicidas/./caracteristicas_fyq_plaguicidas.pdf
- INEGI. 2000. Conjunto de datos vectoriales edafológicos. Escala 1:250,000 Serie I. Continuo nacional. Escala 1:250,000.
- INEGI. 2007. Instituto Nacional de Ecología; Comisión Nacional de Agua. 2007. Cuencas hidrográficas de México, 2007. Escala 1:250,000. Elaborada por Priego A.G., Isunza E., Luna N. y Pérez J.L. México, D.F.
- INEGI. 2010. Regiones y cuencas hidrológicas: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/estados/ver/rh.cfm>. [Consultado el 12 de enero del 2010].
- INEGI. 2011. El sector alimentario en México. 2011. pp. 239. INEGI. México, D.F. 307 pp. [Consultado el 24 de Agosto de 2016]. http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/sociodemografico/sam/2011/sam2011.pdf
- INIA. 1999. Monograph prepared in the context of the inclusion of the following active substance in Annex I of the Council Directive 91/414/EEC. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (I.N.I.A.) <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC4/Convention/tabid/359/Default.aspx>

- IPEN. 2005. Endosulfán. Respuesta a preguntas frecuentes. Argumentos de prohibición mundial. International POPs Elimination Network. 1a Ed. THANAL.RAPAL. RAPAM. Kerela, India. 28 p.
- Kennedy, I.R., F. Sánchez-Bayo., S.W. Kimber., L. Hugo., N. Ahmad. 2001. Off-site movement of endosulfan from irrigated cotton in New South Wales. *Journal of Environmental Quality*. 30: 683-696.
- Kidd H., D.R James. 1991. *The Agrochemicals Handbook*, 3rd Ed. The Royal Society of Chemistry, Cambridge UK. 5-14 p.
- Kumar A., M. Ali., J. Kumar S., A. Nath., S. Kumar., y R. Kumar. 2014. Endosulfan causes neoplastic changes in the liver cells of mice. *Open Journal of Pathology*, 4: 86-93.
- IPCS (international Programme on Chemical Safety). 2006. Inventory of IPCS and other WHO pesticide evaluations and summary of toxicological evaluations performed by the joint meeting on pesticide residues (JMPR) through 2005. http://www.who.int/ipcs/publications/jmp/jmpr_pesticide/en/index.html.
- Iwate H., S. Tanabe., N. Sakai., A. Nishimura., R. Tatsukawa. 1994. Geographical distribution in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes. *Environmental Pollution*. 85: 15-33.
- Jensen A., F., A. Peterson., K. Granby. 2003. Cumulative risk assessment of the intake of organophosphorus and carbamate pesticides in the Danish diet. *Food Addit Contam.* Aug;20(8):776-785.
- Jeong H., R., S. Jin-Lim., y J. Young-Cho. 2012. Monitoring and risk assessment of pesticides in fresh omija (*Schizandra chinensis* Baillon) fruit and juice. *Food and Chemical Toxicology*. 50: 385-389.
- Jia, H., L.Liu., Y. Sun., D.Cai., J. Hu., N. Ren.,Y. Li. 2012. Endosulfan in the Chinese environment: monitoring and modeling. *Front. Environ. Sci. Engin*, 6 (1): 32-44.
- Jones., W. 2002. Degradation of [14C] Endosulfan in two aerobic water/sediment systems. Reference: C022921. EU. Additional Information Dossier.

- Jones., W. 2003. Degradation of [14C] Endosulfan in two aerobic water/sediment systems (under acid conditions). Reference: C031060. EU Additional Information Dossier.
- Jutaron S., B. 1994. El proceso de las ideas sistémico-ciberneticas. *Sistemas familiares*. 10(1): 20.
- Kamble, V.S., y R.A. Shinde. 2011. Change in glycogen level in gonads of freshwater bivalve molluscs *Lamellidens corrianus* due to chronic treatment of thiodan (endosulfan 35%EC) seasonaly. *Indian Journal of Fundamental and Applied Life Sciences*. 1 (4): 335-337.
- Kamble, V.S., K.R. Rao., y C.B. Pawar. 2012. Study of induced bioaccumulation of α -endosulfan from organochlorine pesticide, thiodan in freshwater lamellibranch, *Lamellidenes corianus* under sub-lethal stress. *Bionano Frontier*, 279-283.
- Kamble., V.S., y V.P. Mahajan. 2013. Effect of sub-lethal treatment of organochlorine pesticide thiodan on hepatopancreas of freshwater mollusc *L. corrianus* during winter. *World Journal of Pharmaceutical Research*, 2(4): 1031-1035. DOI: 10.13140/RG.2.1.4061.6488
- Keeney B. 1987. *Estética del Cambio*, Buenos Aires, Ed. Paidós, 27, 20, 77.
- Kumar A., M. Ali., J. Kumar-Singh., A. Nath., S. Kumar S., R. Kumar. 2014. Endosulfan causes neoplastic changes in the liver cells of mice. *Open Journal of Pathology*. 4: 86-93. <http://dx.doi.org/10.4236/ojpthology.2014.43014>
- Lafuente A., y N. Pereira. 2013. Neurotoxic effects induced by endosulfan during pregnancy and lactation in female and male rat striatum. *Toxicology*. 311: 35-40.
- Landeros-Sánchez C., J.C. Moreno-Seceña., J.P. Martínez-Dávila., O.L. Palacios-Vélez. 2011. Ecohidrología. En *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. pp: 505-516.
- Lankford., R. R. 1977. Coastal lagoon of México. Their origin and classification. En: M. Wiley, (ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press Inc. pp. 182-215.
- Lango-Reynoso F., y M.R. Castañeda-Chávez 2011. La biodiversidad pesquera y acuícola: su perspectiva a través de sistemas de calidad. En: *La biodiversidad en*

- Veracruz: Estudio de Estado. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. pp: 517-530.
- Lango-Reynoso F., Castañeda-Chávez, M. R., Landeros-Sánchez, C., Galavíz-Villa, I., Navarrete-Rodríguez, G., y Soto-Estrada, A. 2013a. Cd, Cu, Hg and Pb, and organochlorine pesticides in commercially important benthic organisms from coastal lagoons along the SW Gulf of Mexico. *Agricultural Science*, 1, 63-80. <http://dx.doi.org/10.12735/as.v1i1p63>
- Lango-Reynoso F., Castañeda, C. M. R., y G. Navarrete, R. 2013b. Perfil de contaminantes del ostión *Crassostrea virginica* en el Golfo de México. En D. Aldana, M. Enríquez, y V. Elías (Eds.), *Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del Mar Caribe. La ciencia en Veracruz*. México D. F. pp: 87-113.
- Lara-Domínguez A., L., J. López P., R. Martínez G y A.D. Vázquez L. 2009. Caracterización del sitio de manglar Mandinga, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. CONABIO, México, D.F.
- Lara-Domínguez A., L., F. Contreras-Espinosa., E. Barba-Macías., y M.A. Pérez-Hernández. 2011. Lagunas costeras y estuarios. En *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. pp: 301-317.
- Lee S., K. 2010. Monitoring and risk assessment of pesticide residues in yuza (*Citrus junos* Siebm. ex Tanaka) and yuza tea produced in Goheung, Korea. MS. Thesis. Dongguk University, Seoul. South Korea.
- Leonard, A.W., R.V. Hyne., R.P. Lim., y J.C. Chapman. (1999). Effect of endosulfan runoff from cotton fields on macroinvertebrates in the Namoi River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Environmental Research Section B. 42: 125-134.
- Leonard, A.W., R.V. Hyne., R.P. Lim., K.A. Leigh., J. Le., y R. Beckett. 2001. Fate and toxicity of endosulfan in the Namoi River water and bottom sediment. *J. Environ. Qual*, 30: 750-759.

- León-Sicard T., E. 2009. Agroecología: Desafíos de una ciencia ambiental en construcción. *Agroecología*. 4: 7-17.
- León T. 2012. Agroecología: la ciencia de los agroecosistemas. La perspectiva ambiental. Bogotá D.C.: Instituto de Estudios Ambientales/Universidad Nacional de Colombia.
- Leyva-Morales J., B., L.M. García de la parra., P.J. Bastidas-Bastidas., J.E. Astorga-Rodríguez., J. Bejarano-Trujillo., A. Cruz-Hernández., I.E. Martínez-Rodríguez., y M. Betancourt-Lozano. 2014. Uso de plaguicidas en un valle agrícola tecnificado en el noroeste de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (2) 247-261.
- Liu Z., H. Zhang., M. Tao., S. Yang., L. Wang., Y. Liu., D. Ma., Z. He. 2010. Organochlorine pesticides in consumer fish and mollusks of Liaoning Province, China: Distribución and Human exposure implications. *Arch Environ Contam Toxicol*, 59: 444-453.
- Li Y., F., y D.C Li. 2004. Global emission inventories for selected organochlorine pesticides. Internal Report, Meteorological Service of Canada. Toronto, Canada7 Environment Canada.
- Li Y., F., y R.W. Macdonald. 2005. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *Science of the Total Environment* 342: 87– 106.
- Ling-Chang M., P., S. Morisawa., A. Nakayama y M. Yoneda. 2007. Evaluation of health risk due to the exposure to endosulfán in the environment. Proc. 6th World Congress on Alternatives y Animal Use in the Life Science. Tokyo, Japan.
- López-Barrera., F y R. Landgrave. 2008. Variación de la biodiversidad a nivel paisaje. En: *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Manson R.H., Hernández-Ortiz V., Gallina S. y Mehlreter K. (Ed). Instituto de Ecología A.C. (INECOL) e Instituto Nacional de Ecología (INESEMARNAT). México, D.F. pp: 259-269.
- López-Portillo, J. (Coordinador), Lara Domínguez, A.L., V.M. Vásquez, E. Sáinz Hernández, L.R. Gómez, O. Bartolo Mateos, L. del C. Lechuga Licona, A. González Navarro, N.K. Hernández Puente. 2009. Informe Anual. Proyecto Convenio FB1306/FN007/08. Programa Regional Para la Caracterización y el

Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: inicio de una red multi-institucional. Veracruz.

- Lovera, U., y H. González. 2009. Endosulfán y sus alternativas en Paraguay. En: El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 69-77.
- Lozowicka B., E. Abzeitova., A. Sagitov., P. Kacynki., K. Toleubayev., A. Li. 2015. Studies of pesticide residues in tomatoes and cucumbers from Kazakhstan and the associated health risks. *Environ Monit Assess.* 187: 609. DOI 10.1007/s10661-015-4818-6.
- Lu., F. 1995. A review of the acceptable daily intakes of pesticides assessed by the World Health Organization. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 21: 352-364.
- Lu, Y., K. Morimoto., T. Takeshita., T. Takeuchi., T. Saito. 2000. Genotoxic effects of α -endosulfan and β -endosulfan on human HepG2 cells. *Environmental Health Perspectives*, 108 (6): 559-561.
- Luhmann N. 1998. Sistemas sociales. Lineamientos para una teoría general. Anthropos/UIA/ITESO, México.
- Liu Z., H. Zhang., M. Tao., S. Yang., L. Wang., Y. Liu., D. Ma., Z. He. 2010. Organochlorine pesticides in consumer fish and mollusks of Liaoning Province, China: Distribución and Human exposure implications. *Arch Environ Contam Toxicol*, 59: 444-453.
- Lui-Wei J., L. Shuang-Zhang., J. Jing-Wang., F. Zi-Guo., Y. Bo-Li., X. Quing-Zou., Z. Wei-Sun. 2015. Endosulfan inducing blood hypercoagulability and endothelial cells apoptosis via the death receptor pathway in Wistar rats *Toxicology Research*. 4: 1282-1288. DOI: 10.1039/C5TX00036J.
- Maier-Bode H. 1968. Properties, effect, residues and analytics of the insecticide endosulfan. *Residue Reviews*. 22, 1-44. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-8434-6_1
- Makewki, M.S., y P.D.Capel. 1995. Pesticides in the atmosphere-distribution, trends, and governing factors. Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, Mich. 228 pp.

- Malpartida A. y Lavanderos, L. 1995. Aproximación a la Unidad Sociedad- Naturaleza, el ecotomo. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68, 419-427.
- Mamta R., J. Rao., y K. Ahmad-Wani. 2015. Concentration of organochlorine and organophosphorus pesticide in different molluscs from Tighra Reservoir, Gwalior, India. *Bull Environ Contam Toxicol*. 95: 332-339.
- Marcus., J. M. 1988. The impacts of selected land-use activities on the American Oyster, *Crassostrea virginica*. Disertation, School of Public Health, University of South Carolina, Columbia, SC. 333 pp.
- Martínez-Dávila J.P. 2001. Documento interno. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 18 pp.
- Martínez-Dávila J.P., y L. Bustillo-García. 2010. La autopoiesis social del desarrollo rural sustentable. *Interciencia*. 35 (3): 223-229.
- Martínez-Dávila J.P., F. Gallardo-López., L.C. Bustillo-García., y A. Pérez-Vázquez. 2011. El agroecosistema, unidad de estudio y transformación de la diversidad agrícola. En *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. pp: 453-462.
- Maturana, E., y M.E. Rozas. 2009. Alternativas al endosulfán en floricultura: El caso de Chile. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina*. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 49-68.
- Maturana H., von Foerster, H. 1988. *Biología, Cibernética y Comunicación*, Seminario organizado por la Asociación Sistémica de Buenos Aires, Argentina.
- Medin M. J. 2006. Función de la sistemodinámica en la universidad. Conferencia Magistral, Bayamón. <http://136.145.236.35/isdweb/Funcion-de-la-SD-en-la-Universidad.pdf> 6 de Octubre de 2010.
- Méndez V. y Gliessman, S. 2002. Un enfoque interdisciplinario para la investigación en agroecología y desarrollo rural en el trópico latinoamericano. *Manejo integrado de plagas y agroecología*, (64), 5-16.

- Miles, J.R. W., y P. Moy. 1978. Degradation of endosulfan and its metabolite by a mixed culture of soil microorganisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 13-16.
- Moreno S., J.C. 2010. Evaluación del manejo del nitrógeno en el agroecosistema caña de azúcar. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 113 pp.
- Mor F., y O. Ozmen. 2010. Endosulfan-induced neurotoxicity and serum acetylcholinesterase inhibition in rabbits: The protective effect of Vit C. *Pesticide Biochemistry and Physiology.* 96: 108-112.
- Morin E. 1999. Los siete saberes necesarios para la educación del futuro. París: Unesco.
- Morin E. 2003. Introducción al pensamiento complejo. Barcelona: Gedisa.
- Murphy, P.G. (1972). Sulfuric acid for the cleanup of animal tissues for analysis of acid-stable chlorinated hydrocarbon residues. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 55, 1360-1362.
- Nandar K., S., Gopel, T. A., Pal, S. K., Kumar, A., Afroz., J. M., y Damu, P. R. 2011. Experimentally induced toxicity of ocharatoxin A and endosulfan in male wistar rats: a hormonal disorder. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 10(13), 1750-1755. <http://dx.doi.org/10.3923/javaa.2011.1750.1755>
- Nakano V., E., T.A. Kussumi., V.R. Rossi-Lemes., I. de A. Kimura., S.B. Rocha., J. Alaburda., M.C. Cardeal de O., R. Amauri R., A.L.R. Faria., K.C. Waldhelm. 2015. Evaluation of pesticide residues in oranges from Sao Paulo, Brazil. *Food. Sci. Technol. Campinas.* 36 (1): 40-48.
- Navarrete R., G., C. Landeros-S., A. Soto-E., M. del R. Castañeda C., F. Lango R., A. Pérez V., y I. Nikolskii G. 2016. Endosulfan: Its Isomers and Metabolites in Commercially Aquatic Organisms from the Gulf of Mexico and the Caribbean. *Journal of Agricultural Science*, 8(1): 8-24.
- Naqvi S., y Ch. Vaishnavi. 1993. Bioaccumulative potential and toxicity of endosulfan an insecticide to non-target animal. Mini-review. *Comparative Biochemistry and Physiology.* 105C: 347-361.
- Nieto Z., O. 2001. Fichas técnicas de plaguicidas a prohibir o restringir incluidos en el acuerdo No. 9 de la XVI Reunión del Sector Salud de Centroamérica y República

- Dominicana (RESSCAD). Documento 13777. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Programa Medio Ambiente y Salud en el Istmo Centroamericano. San José, Costa Rica. 255 pp.
- Nogueira-Montiel S., C. 2006. Evaluación del depurador comercial skim sobre el ostión (*Crassostrea virginica*). Instituto Tecnológico Boca del Río. Tesis de Maestría en Acuicultura. Boca del Río, Veracruz.
- Nougadere A., V. Sirot., A. Kadar., A. Fastier., E. Truchot., C. Vergnet., F. Hommet., J. Baylé., P.Gros., J.C. Leblanc. 2012. Total dietary on pesticide residues in France: Levels in food as consumed and chronic dietary risk to consumers. *Environment International*. 45: 135-150.
- NOM-242-SSA1-2009. 2011. Norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Secretaria de Salud, Diario Oficial de la Federación 10 de Febrero de 2011. México. 128 p.
- Ok-Song M., L. Chang-Ho., H. Ok-Yang., J.H. Freedman. 2012. Endosulfan upregulates AP-1 binding and ARE-mediated transcription via ERK 1/2 and p38 activation in HepG2 cells. *Toxicology*. 292 (1): 23-32.
- Ordorica-Brokman G. y Pasquetti-Hernández, G. 2009. Proyecto “Desarrollo Veracruz”, congregación de Mandinga, municipio de Alvarado, Estado de Veracruz. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Osman K., A., A.I. Al-Humaid., S.M. Al-Rehiyani., K.N. Al-Redhaiman. 2011. Estimated daily intake of pesticide residues exposure by vegetables grown in greenhouses in Al-Qassim region, Saudi Arabia. *Food Control*. 22: 947-953.
- Ozmen O. 2011. Pathology of endosulfan. En: *Pesticides in the Modern World. Effects of pesticides exposure* (289-306). Ed. Margarita Stoytcheva. In Tech.
- Ozmen O., y F. Mor. 2012. Apoptosis in adults rabbit testes during subacute endosulfan toxicity. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 102: 129-133.
- Páez-Osuna F y C. Osuna-Martínez. 2011. Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. *Hidrobiológica*. 21(3): 229-238.

- Palmerín R., C., Ponce, V. G., y Botello, A. V. 2014. Evaluación de plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos filtradores de la laguna de Alvarado, Veracruz, México. En: Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. A. V. Botello, J. Rendón von Osten, J. Benítez, y G. Gold-Bouchot (Eds.), 3 Ed. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV- Unidad Mérida. México D. F. pp: 285-308.
- PANAP. 2009. Endosulfan. Pesticide Action Network Asia y Pacific (2nd ed.). Consultado el 29 de September de 2014. http://www.pan-germany.org/download/Endo_09_PANAP_monograph_2nd%20Edition
- Perez-Carrion J., I., C. Dargent., M. Merhi., S. Fattel-Fazenda., E. Arce-Popoca., S. Villa-Treviño., y P. Rouimi. 2009. Tumor promoting and co-carcinogenic effects in medium-term rat hepatocarcinogenesis are not modified by co-administration of 12 pesticides in mixture at acceptable daily intake. *Food and Chemical Toxicology*, 47: 540-546.
- Pérez G., I., y D. Aldana A. 2013. Estudio de caso de los aspectos socioeconómicos de la pesquería de caracol en Isla Arena en Campeche. En: Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe. D. Aldana A., M. Enríquez D., V. Elías (Eds.), La Ciencia en Veracruz. México, D.F. pp: 197-204.
- Pech-Paat, J., A., V.S. Echeverría-Reyes y E. Vargas-Molinar. 2001. Análisis del recurso ostión del sistema lagunar de Mandinga y Alvarado. Reporte técnico del Centro Regional de Investigaciones Pesqueras -Veracruz.
- Pérez-Vázquez A., y C. Landeros-Sánchez. 2009. Agricultura y deterioro ambiental. *Revista Elementos*. 73 (16): 19-25.
- Pérez, N., C. Infante., C. Rosquete., A. Ramos., C. González. 2010. Disminuyendo la relevancia de los plaguicidas. Alternativas a su uso. *Agroecología*, 5: 79-87.
- Pérez M., A., H. Navarro., y E. Miranda. 2013. Residuos de plaguicidas en hortalizas y riesgo en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29: 45-64.
- Pérez-Olvera M., A., H. Navarro-Garza y E. Miranda-Cruz. 2011. Use of Pesticides for Vegetable Crops in Mexico. pp.97-118. En *Pesticides in the Modern World- Pesticides Use and Management*, Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), ISBN: 978-

953-307-459-7, InTech, Available from:
<http://www.intechopen.com/books/pesticides-in-the-modern-world-pesticides-use-and-management/use-of-pesticides-for-vegetable-crops-in-mexico>

Peterson, S.M., y G.E. Batley. 1993. The fate of endosulfan in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 82: 143-152.

Ponce, G., P.C. Cantú., A. Flores., M. Badii., R. Zapata., B. López., y I. Fernández. 2006. Modo de acción de los insecticidas. *Revista Salud Pública y Nutrición*, 7 (4). http://www.respyn.uanl.mx/vii/4/ensayos/modo_accion.htm

Potter T., L., Hapeman, C. J., McConnell, L. L., Harman-Fetcho, J. A., Schmidt, W. F., Rice, C. P., y Schaffer, B. 2014. Endosulfan wet deposition in Southern Florida (USA). *Science of the Total Environment*, 468-469, 505-513. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.070>

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

Ramírez, M., F. 2009. Importaciones de endosulfán en Centroamérica. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina*. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 67-92.

Ramírez M., F. 2009b. El endosulfán y sus alternativas en Costa Rica. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina*. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 23-34.

Ramírez-Elías M., A., A.V. Córdova-Quiroz., J.G. Cerón-Bretón., R.M. Cerón-Bretón., J. Rendón von Osten., J.H. Cortés-Simón. 2016. Dicloro-Diphenyl-Trichloroethane (DDT) and endosulfan in sediments of Sabancuy lagoon, Campeche, Mexico. *Open Journal of Ecology*. 6: 22-31. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.61003>

- RAPAM (Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas en México). 2014. Endosulfán. RAPAM/CAATA. Consultado el 12 de Octubre 2014, from <http://www.rapam.org/endosulfn.html>
- Rastogi D., Narayan, R., Saxena, D. K., y Chowdhuri, D. K. 2014. Endosulfan induced cell death in Sertoli-germ cells of male Wistar rat follows intrinsic mode of cell death. *Chemosphere*, 94, 104-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.029>
- Reguero, M. y A. García-Cubas. 1993. Moluscos del complejo lagunar Larga-Redonda-Mandinga, Veracruz, México: sistemática y ecología. *Hidrobiológica* 3(1-2): 41-70.
- Reiler E., E. Jors., J. Baelum., O. Huici., M.M. Alvarez, C., N. Cedergreen. 2015. The influence of tomato processing on residues of organochlorine and organophosphate insecticides and their associated dietary risk. *Science of the Total Environment*. 527-528: 262-269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.081>
- Rendón von O., J., y F. Bejarano. 2010. Residuos de Endosulfan en Ecosistemas Acuáticos de México. *Revista Jaina*. 21 (2): 41-46.
- Renwick A., G. 2002. Pesticide residue analysis and its relationship to hazard characterization (ADI/ARfD) and intake estimations (NEDI/NESTI). *Pest Management Science*. 58: 1073-1082.
- Restrepo M., J., D.I. Angel S., M. Prager M. 2000. *Agroecología*. Centro para el Desarrollo Agropecuario y Forestal, Inc. (CEDAF), Santo Domingo, República Dominicana. 120 pp.
- Ríos L., y Mesa, A. 2009. *Introducción al pensamiento científico en microbiología*. Medellín: Fondo Editorial CIB.
- Robert., D. 1972. The accumulation and chronic effects of sub-lethal concentrations of endosulfan on condition and spawning in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol*, 16: 119-125.
- Rosales M.,T.L., Botello, V. A., Bravo, H., y Mandelli, E. F. 1979. PCBs and organochlorine insecticides in oysters from coastal lagoons of the Gulf of Mexico,

- Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 21, 652-656.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01685484>
- Rueda L., Q., A.V. Botello., G.G. Díaz. 1997. Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 13(2): 55-61.
- Ruiz-Rosado O. 2006. Indicadores de sustentabilidad agroecológica. En: *Agroecología y Agricultura Orgánica en el trópico*. López, B. O., Ramírez, G. S., Ramírez, G. M., Moreno, B. G. y Alvarado, G. A. E. (Eds.). Universidad Autónoma de Chiapas. México, D.F. pp: 59-67.
- Saiyed H., A. Dewan., V. Bhatnagar., U. Shenoy., R. Shenoy., H. Rajmohan., K. Patel., R. Kashyap., P. Kulkarni., B. Rajan., B. Lakkad. 2003. Effect of endosulfan on male reproductive development. *Environ Health Perspect.* 111(16):1958-1962.
- Saeed T., N. Sawaya., N. Ahmad., S. Rojagopals., A. Al-Omar., y F. Al-Awadhi. 2001. Chlorinated pesticides residues in the total diet of Kuwait. *Food Control.* 12: 91-98.
- Santivañez C. T., y S. Sarmiento S. 2009. El endosulfán, uso y alternativas en Bolivia.. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina*. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 13-21.
- Saraswathy R., G. Alex., B.M. Basil., A.R.S. Badarinath., R. Girish., G. Ribu., V.G. Abilash., G.D.J. Cruz., y K.M. Marimuthu. 2011. Clinical and cytogenetic effects in habitants under large duration exposure of endosulfan. *Asian Journal of Medical Science*, 3 (1): 17-22.
- Saeedi-Saravi S., S., y A.R. Dehpour. 2016. Potential role of organochlorine pesticides in the pathogenesis of neurodevelopmental, neurodegenerative, and neurobehavioral disorders: A review. *Life Sciences.* 145: 255-264.
- Schmidt W., F., Hapeman, C. J., McConell, L. L., Mookherji, S., Rice, C. P., Nguyen, J. K., Kim, M. S. 2014. Temperature-dependent Raman Spectroscopic evidence of and molecular-mechanism for irreversible isomerization of β -endosulfan to α -

- endosulfan. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62, 2023-2030.
<http://dx.doi.org/10.1021/jf404404w>
- Schoijet M. 2011. La problemática de los plaguicidas químicos: elementos históricos y actuales. *Divulgación, Segunda época*, 5(10): 53-68.
- Scott, G.I., M.H. Fulton., E.F. Wirth., G.T. Chandler., P.B. Key., J.W. Daugomah., D. Bearden., K.W. Chung., E.D. Strozier., M. DeLorenzo., S. Sivertsen., A. Dias., M. Sanders., J.M. Macauley., L.R. Goodman., M.W. LaCroix., G.W. Thayer., y J. Kucklick. 2002. Toxicological Studies in Tropical Ecosystems: an Ecotoxicological Risk Assessment of Pesticide Runoff in South Florida Estuarine Ecosystems. *J. Agric. Food Chem*, 50 (15): 4400–4408. DOI: 10.1021/jf011356c
- Scremin O., U., Chialvo, D. R., Lavarello, S., Berra, H. H., y Lucero, M. A. 2011. The environmental pollutant endosulfan disrupts cerebral cortical function at low doses. *Neurotoxicology*, 32, 31-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.neuro.2010.12.001>
- SEFIPLAN. 2016a. Cuadernillos municipales: Medellín de Bravo. [Consultado el 12 de Julio de 2016] <http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2016/05/Medell%C3%ADn.pdf>
- SEFIPLAN. 2016b. Cuadernillos municipales: Alvarado. [Consultado el 12 de Julio de 2016] <http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2016/05/Alvarado.pdf>
- SEFIPLAN. 2016c. Cuadernillos municipales: Tlalixcoyan. [Consultado el 13 de Julio de 2016] <http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2016/05/Tlalixcoyan.pdf>
- SEFIPLAN. 2016d. Cuadernillos municipales: Boca del Río. [Consultado el 13 de Julio de 2016] <http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2016/05/Boca-del-R%C3%ADo.pdf>
- SEDESOL. 2016a. Unidad de Microregiones. Municipio de Alvarado, localidad de Mandinga y Matosa. [Consultado el 20 de Julio de 2016]. <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=300110008>
- SEDESOL. 2016b. Unidad de Microregiones. Municipio de Medellín, localidad de La Laguna y Monte del Castillo. [Consultado el 20 de Julio de 2016].

<http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?buscar=1&tipo=nombre&campo=loc&valor=La%20Laguna&ent=30&mun=105>

- SENASA. 2009. Importación Agroquímicos 2006. Ref Type. Internet Communication.
- Shivaramaiah H., M., F. Sánchez-Bayo., J. Al-Rifri., I.R. Kennedy. 2005. The fate of endosulfan in water. *J. Environ Sci Health B*. 40: 711-720.
- SIAVI (Sistema de Información Arancelaria Vía Internet). (2014). Estadísticas anuales del 6,7,8,9,10,10-Hexacloro-1,5,5a,6,9,9a-hexahidro-6,9-metano-2,4,3-benzodioxatiepín-3-óxido (Endosulfán). Fracción arancelaria 29209003. Sistema de Información Arancelaria Vía Internet. Consultado el 5 Marzo de 2014. <http://200.77.231.38>
- Silva M., H., S.L. Beauvais. 2010. Human health assessment of endosulfán, I: Toxicology and hazard identification. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 56: 4-17.
- Silva M., H., y D. Gammon. 2009. An assessment of the developmental, reproductive, and neurotoxicity of endosulfan. *Birth Defects Res B Dev Reprod Toxicol*. 86(1):1-28.
- Silva M., H., y W.C. Carr Jr. 2010. Human health risk assessment of endosulfan: II. Dietary exposure assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 56: 18.27.
- Silva, C.Y. 2013. Plaguicidas en el agua subterránea de agroecosistemas con caña de azúcar de los ingenios La Gloria y El Modelo. Tesis de Doctorado en Ciencias. Programa de Agroecosistemas Tropicales. Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. 85 pp.
- Singh N., D., A.K Sharma., P. Dwivedi., R.D Patil., M. Kumar. 2007. Citrinin and endosulfan induced teratogenic effects in Wistar rats. *J Appl Toxicol*. 2007 Mar-Apr;27(2):143-51.
- Singh, P., Volger, B., y Gordon, E. 2014. Endosulfan. En: *Encyclopedia of Toxicology*. P. Wexler (Ed.),. 3rd ed. Academic Press, Oxford. pp: 341-343. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00141-X>

- Singh, V., y N. Singh. 2014. Uptake and accumulation of endosulfan isomers and its metabolite endosulfan sulfate in naturally growing plants of contaminated area. *Ecotox Environ Safe*, 104: 189–193.
- Snow C. 2000. *Las dos culturas*. Madrid: Ediciones Nueva Visión.
- Souza C., J. 2009. Alternativas al endosulfán en la soja: El caso de Argentina. En: *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina*. F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, M. E. Rozas. (Eds.), IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F. pp: 35-66.
- Spedding C., R.W. 1979. *An Introduction to Agricultural Systems*. Chapter 1, The Purposes of Agriculture. Applied Science Publishers, England. pp. 1–14.
- Stephenson C., L., y C.A. Harris. (2016). An assessment of dietary exposure to glyphosate using refined deterministic and probabilistic methods. *Food and Chemical Toxicology*. 95: 28-41.
- Swift M., J., Izac, A.-M. N., y Van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (1): 113-134. doi:10.1016/j.agee.2004.01.013
- TEDX (The Endocrine Disruption Exchange, Inc.). 2015. List of Potential Endocrine Disruptors. Endosulfan. Consultado el 19 Abril, 2016. <http://endocrinedisruption.org/endocrine-disruption/tedx-list-of-potential-endocrine-disruptors/chemicalsearch?sname=endosulfan&x=0&y=0&action=search&sall=1&searchfor=any&scas=&searchcats=all>
- Trebuil G. 1990. Principles and steps of method of diagnosis on agrarian systems: A case study from Sathing Phra Area Southern Thailand. En: *Farming Systems Research and Development in Thailand* Prince of Songhla University. Kasetsart University and Technological Research and Exchange Group Thailand. pp: 29-63.
- UNEP. 2007. Propuesta sobre el endosulfán. UNEP/POPS/POPRC.3/5. UNEP. Stockholm Convention. Ginebra, Suiza. 19 a 23 de noviembre de 2007.

- UNEP. 2008. Fourth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee (POPRC.4). Ginebra, Suiza. From 13 to 17 October 2008.
- UNEP. 2009a. Proyecto de perfil de riesgos: Endosulfán. Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes. Ginebra, Suiza. 28 p.
- UNEP. 2009b. Una enmienda al anexo A, aprobada por la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes en su quinta reunión (Decisión SC-5.3). [Consultado el 22 de Septiembre de 2014] <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-A-Amendment.Sp.pdf>.
- UNEP. 2011. Documento de orientación para la toma de decisiones. Endosulfán. Convenio de Rotterdam. FAO. PNUMA. Ginebra, Suiza. 28 p.
- UNEP. 2013. Documento de orientación para la toma de decisiones. Endosulfán (p. 60). Convenio de Estocolmo. UNEP/POPS/POPRC.9/13: PNUMA. Geneva, Switzerland.
- Uno., S., H. Shiraishi., S. Hatakeyama., A. Otsuki., J. Koyama. 2001. Accumulative characteristics of pesticide residues in organs of bivalves (*Anodonta woodiana* and *Corbicula leana*) under natural conditions. Arch Environ Contam Toxicol, 40 (1): 35-47.
- USEPA. 2006. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Vol. 2: Risk assessment and fish consumption limits. <http://www.epa.gov/ost/fishadvice/volum2/index.html>
- Vidal M., V.M, M.L. Aguirre M., E. Noreña B., G. Gold B., y P.I. Caballero P. 2003. Potential interactions between metazoan parasites of the Mayan catfish *Ariopsis assimilis* and chemical pollution in Chetumal Bay, Mexico. Journal of Helminthology. 77: 173–184.
- Vidal E. 2013. Caracterización socioeconómica de la pesquería de ostión en el Golfo de México. En, Manejo de los recursos pesqueros de la cuenca del Golfo de México y del mar Caribe. D. Aldana A., M. Enríquez D., V. Elías (Eds.). La Ciencia en Veracruz. México, D.F. pp: 114-151.
- Vilaboa-Arroniz J., P. Díaz-Rivera., O. Ruiz-Rosado., D.E. Platas-Rosado., S. González-Muñoz., F. Juárez-Lagunes. 2009. Caracterización socioeconómica y

- tecnológica de los agroecosistemas con bovinos de doble propósito de la región del Papaloapan, Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10 (1): 53-62
- Vilaboa-Arroniz J. 2011. Agroecosistemas: Una forma de entender la relación sociedad-Naturaleza. *Agroentorno*. 131: 27-30.
- Vilaboa-Arroniz, J. 2016. El concepto de agroecosistema y su aplicación en la ganadería bovina. SOMAS. [Consultado el 26 de Agosto de 2016]. http://www.somas.org.mx/pdf/pdfs_libros/agriculturasostenible5/5_1/105.pdf
- Voet H., van der., W.J. Boer., J.W. Kruisselbrink., P.W. Goedhart., G.W.A.M. van der Heijden., M.C. Kennedy., P.E. Boon., J.D. van Klaveren. 2015. The MCRA model for probabilistic single-compound and cumulative risk assessment of pesticides. *Food and Chemical Toxicology*. 79: 5-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2014.10.014>
- Waliszewski S., M., X.G. Mójica., R.M. Infanzón., D.C. Barradas, M., y Z. O Carvajal. 2008. Uso del ácido sulfúrico en las determinaciones de plaguicidas organoclorados. I. Calidad químico-analítica de la preparación de grasas por el ácido sulfúrico concentrado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 24 (001), 33-38.
- Wang D-G., M. Alae., M-X- Gui., W. Pei., y Q. Wu. 2014. Concentration, distribution, and human health risk assessment of endosulfan from a manufacturing in Huai'an, China. *Science of the Total Environment*. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.050
- Weber., J.M. 2008. Endosulfán en Brasil: Características y alternativas para la soja. En F. Bejarano-González, J. Souza-Casadinho, J. M. Weber, C. Guadarrama-Zugastu, E. Escamilla-Prado, B. Beristáin-Ruiz, .M. E. Rozas. (Eds.), *El Endosulfán y sus Alternativas en América Latina* (67-92). IPEN, RAP-ALRAPAM, UACH. México D. F
- Weber J., C.J. Halsall., D. Muir., C. Teixeira., J. Small., K. Solomon., M. Hermanson., H. Hung., T. Bidleman. 2010. Endosulfan, a global pesticide: a review of its fate in the environment and occurrence in the arctic, *Sci. Total. Environ*. 408: 2966–2984.

- Wessel, N., S. Rousseu., X. Caisey., F. Quiniou., F. Akcha. 2007. Investigation the relationship embryotoxic and genotoxic effects of venzo [α] pyrene, 17 α -ethinyloestradiol and endosulfan on *Crassostrea gigas*. *Aquatic Toxicology*, 85: 133-142.
- Wiener N. 1979. *Cibernética y Sociedad*. Editorial Sudamericana. Buenos Aires.
- Williams A., B., y J.P. Unyimadu. 2013. Organochlorine pesticide residues in muscle tissues of *Ethmalosa fimbriata* and *Psettias sebae* from Lagos Lagoon, Nigeria. *International Journal of Academic Research Part A*, 5(1): 166-172. DOI: 10.7813/2075-4124.2013/5-1/A.26.
- Wilson W., W., L.P. Shapiro., J.M. Bradner., W.M. Caudle. 2014. Developmental exposure to the organochlorine insecticide endosulfan damages the nigrostrial dopamine system in male offspring. *Neurotoxicology*. 44: 279-287. <http://dx.doi.org/10.1016/j.neuro.2014.07.008>
- WHO. 2005. Total Diet Studies: A Recipe for Safer Food. <http://www.who.int/foodsafety/publications/chem/recipe/en/> [Consultado el 22 de Abril de 2014].
- Yang N., M. Matsuda., T. Kawano. 2006. PCB and organochlorine pesticides (OCPs) in edible fish and shellfish from China. *Chemosphere*. 63: 1342-1352.
- Zi-Guo F., L. Shuang-Zhang., J. Liu-Wei., Y. Bo-Li., Z. Xiong-Shi., Y. Mei-Yang., X. Qing-Zhou., Z. Wei-Sun. 2015. Endosulfan induced the arrest of the cell cycle through inhibiting the signal pathway mediated by PKC- α and damage the cytoskeleton in spermatogonial cells of mice *in vitro*. *Toxicology Research*. 4:508-518.
- Zhi-xia L., N. Ji-yun., Y. Zhen., X. Guo-Feng., L. Hai-Fei., K. Li-Xue., P. Li-Gang., X. Han-Zhong., W. Cheng., L. Chuan-de., Z. Xu-Bo., G. Yong-Ze. 2015. Risk assessment and ranking of pesticide residues in Chinese pears. *Journal of Integrative Agriculture*. 14(11): 2338-2339.