



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S. C.

Programa de Estudios de Posgrado

“Determinación de contaminantes organoclorados en tres
especies de tortugas marinas de Baja California Sur”

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en: Biología Marina)

p r e s e n t a

Jorge Arturo Juárez Cerón

La Paz, B. C. S., (Junio de 2004)

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 3 del mes de mayo del 2004, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Determinación de contaminantes organoclorados en tres especies de tortugas marinas de Baja California Sur"


Presentada por el alumno:

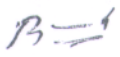
Jorge Arturo Juárez Cerón

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Biología Marina

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA


Susan Camile Gardner
DIRECTOR DE TESIS


Ricardo Rodríguez Estrella
CO-TUTOR


Humberto Gómez Ruiz
CO-TUTOR


DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

COMITÉ TUTORIAL

Dr. Susan Camile Gardner. Directora de Tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella. Co-tutor

M. en C. Humberto Gómez Ruiz. Co-tutor

COMITÉ REVISOR DE TESIS

Dr. Susan Camile Gardner. Directora de Tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella. Co-tutor

M. en C. Humberto Gómez Ruiz. Co-tutor

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. Susan Camile Gardner. Directora de Tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella. Co-tutor

M. en C. Humberto Gómez Ruiz. Co-tutor

Dr. Lía Celina Méndez Rodríguez. Suplente

Dr. Celia Gloria Vázquez Boucard. Suplente

RESUMEN

Los contaminantes organoclorados, entre los que destacan pesticidas como el DDT y químicos industriales como los PCB's, han sido de atención prioritaria en las últimas décadas por sus efectos nocivos en los humanos y en vida silvestre, así como por su larga permanencia, acumulación en la biota y dispersión en el ambiente. Las tortugas marinas, consideradas en peligro de extinción, pueden concentrar estos contaminantes debido a su larga vida, a su tránsito por diversas fuentes potenciales de contaminantes a lo largo de sus migraciones y su nivel en la red trófica. Sin embargo, los estudios que vinculan a los contaminantes organoclorados con el decremento de las poblaciones de tortugas marinas son muy escasos, y en el océano Pacífico son casi inexistentes. El objetivo de esa tesis fue evaluar la presencia y concentraciones de contaminantes organoclorados en tortugas marinas de Baja California Sur como un primer acercamiento a este problema.

Se analizaron 4 tejidos de un total de 30 tortugas de las especies *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* y *Lepidochelys olivacea*. Se realizó una extracción de acuerdo a los procedimientos de EPA y se inyectó a un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones. No se encontró ninguno de los 32 congéneres de PCB's analizados; pero se encontraron 10 de 20 compuestos de pesticidas organoclorados. El DDT y el clordano fueron los pesticidas más concentrados y presentes en la mayoría de las muestras. La especie con una mayor concentración de organoclorados fue *C. caretta*, mientras que *C. mydas* presentó las concentraciones más bajas. Las posibles fuentes de contaminación, efectos potenciales y su relación con las características ecológicas de cada especie son discutidas.

Palabras clave: contaminantes organoclorados, PCB's, pesticidas, tortugas marinas.

VoBo.



Susan C. Gardner

DIRECTORA DE TESIS

ABSTRACT

Organochlorine contaminants, which include various pesticides such as DDT, and industrial chemicals such as PCB's, have received priority attention in recent decades for their effects on humans and wildlife due to their long permanence, accumulation in biota, and dispersal in the environment. Sea turtles, considered in danger of extinction, can concentrate these contaminants due to their long lifespan, the diverse sources of exposure along their migration, and their trophic level. However, studies which related organochlorine contaminants with decreases in sea turtle populations are very scarce, and in the Pacific ocean, they are almost nonexistent. The objective of this thesis was to evaluate the presence and concentration of organochlorine contaminants in sea turtles from Baja California Sur, as a first approach to this problem.

Analyses were conducted of 4 tissues from a total of 30 turtles of the species *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, and *Lepidochelys olivacea*. Extractions were conducted according to the procedures established by the EPA and were injected in a gas chromatograph with an electron capture detector. None of the 32 congeners of PCB's analyzed were detected, but 10 of the 20 organochlorine pesticides analyzed were found. DDT and chlordane were the pesticides with the highest concentrations and present in the most samples. The species with the greatest concentration of organochlorines was *C. caretta* while *C. mydas* presented the lowest concentrations. Possible sources of contamination, their potential effects and the relationship of these to the ecological characteristics of each species are discussed.

Key words: organochlorine contaminants, PCB's, pesticides, sea turtles.

A Gloria

*Luz de estrella que guías mi barca por
esta vida que es la mar.*

AGRADECIMIENTOS

A Susan Gardner por creer en mí para realizar esta tesis y por todo el apoyo en mi formación académica incluyendo viajes inesperados que abrieron mi panorama de la ciencia. A Ricardo Estrella por las valiosas aportaciones a esta tesis, mi agradecimiento y mis respetos por el compromiso que demuestras con los estudiantes. A Humberto Gómez, por el apoyo con esta tesis y por continuar a mi lado en este sendero por el que tú me iniciaste.

Al CIBNOR, y en particular al programa de posgrado, a la Dra. Thelma Castellanos, Leticia González, Osvelia Ibarra, Claudia Olachea, Lupita Sánchez y Bety Galvez, Horacio Sandoval y a Manuel Melero, quienes realizan una labor loable y a quienes les agradezco todo su apoyo, desde el apoyo logístico en instalaciones y material, hasta la beca otorgada en el momento más difícil.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca 166329. y el financiamiento al proyecto No. G35437 B, del cual forma parte esta tesis.

A SEMARNAT por la beca de término de tesis de maestría 01-02-01-0318-02-037.

A las comunidades de Bahía Magdalena, Punta Abreojos, San Lázaro y en particular a Miguel Valenzuela, Erubiel Patrón; a Memo y Martina, Víctor de la Toba, Rodrigo Rangel, Julio, a y todos los demás miembros de la comunidad que están comprometidos con la conservación de sus recursos, por su ayuda en la colecta de muestras, su amistad brindada, su interés en nuestro trabajo y lo mucho que aprendemos de ustedes.

Al laboratorio de Environmental Toxicology en UC-Riverside, al Dr. Schlenk, por permitirme el uso de sus instalaciones, a Ola, Héctor, Cherlyn, Maryanne y Kelly por su amistad y por su ayuda en el procedimiento analítico de las muestras. No tengo palabras en español, inglés ni ruso para agradecer a Yelena Zapohznicova, por la dedicación, paciencia, y entusiasmo con los que guío mi trabajo de laboratorio y por el grato regalo de su amistad.

A Roció de la facultad de química de la UNAM, a Jorge del Ángel y Laura Carreón del CIBNOR, por su amistad, por sus consejos y apoyo en el aprendizaje de las técnicas usadas en esta tesis.

A todos los tortugeros de Baja, en especial a Paloma, Itzel, Amaury, Héctor, Siannon, J. Nichols, Jeff, Toño Resendiz, Bertha, Volker y Hoyt. Juntos podemos lograrlo!.

A todos los profesores del programa de posgrado del CIBNOR por su dedicación y su compromiso en la formación de los estudiantes. Aprendí mucho de ustedes.

A mis compañeros de maestría por su amistad y compartir tan buenos momentos, en particular no puedo dejar de mencionar a Marlene, Miguel, Azucena, Itzel, Karina, Laura y Paloma, de quienes guardo los mas entrañables recuerdos.

A mi familia, por ese gran apoyo moral, porque donde quiera que esté me siento firme y orgulloso por mis raíces, y porque en los momentos difíciles me basta recordarlos para darme ánimos y dibujar en mi rostro una sonrisa.

A mi esposa Gloria, sin tu apoyo y tu comprensión, este hubiera sido solo un sueño sin realizar.

A todos ustedes, muchísimas gracias, de todo corazón.

Este proyecto se llevó a cabo bajo el amparo del permiso de pesca de fomento No. 110101-613-03 expedido por SAGARPA, y los oficios SGPA/DGVS/002-2895, SGPA/DGVS/02740 epedidos por la SEMARNAT.

INDICE GENERAL

	Página
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	5
1. Las tortugas marinas de Baja California Sur	5
2. Contaminantes organoclorados en la Península de Baja California	6
3. Contaminantes en tortugas marinas	7
3.1 Bifenilos Policlorados (PCB's)	7
3.2 Diclorodifenildicloroetano (DDT)	9
3.3 Lindano	11
3.4 Aldrín y derivados	12
3.5 Clordano	13
3.6 Endosulfán	14
3.7 Hexaclorobenceno (HCB)	15
JUSTIFICACIÓN	16
OBJETIVOS	17
Objetivo general	17
Objetivos particulares	17
MÉTODOS	18
1. Área de estudio	18
2. Colecta de muestras	20
3. Análisis de laboratorio	22
3.1. Separación e Identificación de los contaminantes	22
3.2. Calibración del Método	25
4. Análisis de datos	29
4.1. Obtención de la concentración del analito	29
4.2. Análisis estadístico	30
RESULTADOS	31
1. Resultados generales	31
2. Pesticidas organoclorados	33
2.1. Pesticidas encontrados	33
2.2. Diferencias entre tejidos	37
2.3. Diferencias entre especies	38
2.4. Diferencias entre género	40
2.5. Correlación con el tamaño	42
2.6. Comparación entre zonas de colecta	42
2.7. Comparación con otros estudios	43
3. Bifenilos Policlorados (PCB's)	44

DISCUSIONES	46
1. Contaminantes encontrados	46
1.1 Pesticidas organolorados	46
1.2 Bifenilos policlorados	51
2. Distribución de los POC's en las tortugas	53
2.1 Diferencias entre zonas de colecta	53
2.2 Diferencias entre especies	54
2.3 Diferencias entre género	57
2.4 Correlación con el tamaño	58
CONCLUSIONES	59
LITERATURA CITADA	61
Apéndice I	66
Apéndice II	68

INDICE DE TABLAS

		Página
Tabla I	Generalidades de las especies de tortuga marina más comunes en la Península de Baja California.	5
Tabla II	Evaluación del método de extracción con limpieza de columna para pesticidas organoclorados.	27
Tabla III	Evaluación del método de extracción con limpieza ácida para pesticidas organoclorados.	27
Tabla IV	Evaluación del método de extracción con limpieza de columna para PCB's.	28
Tabla V	Evaluación del método de extracción con limpieza ácida para PCB's.	28
Tabla VI	Datos generales de las tortugas <i>C. caretta</i> analizadas en este estudio.	31
Tabla VII	Datos generales de las tortugas <i>C. mydas</i> analizadas en este estudio.	32
Tabla VIII	Datos generales de las tortugas <i>L. olivacea</i> analizadas en este estudio.	32
Tabla IX	Promedio y rango de trazas de contaminantes organoclorados encontrados en 3 especies de tortuga marina Baja California Sur.	34
Tabla X	Promedio y rango de trazas de DDT y sus metabolitos encontrados en 3 especies de tortuga marina de Baja California Sur.	35
Tabla XI	Promedio y rango de trazas de organoclorados del grupo del clordano encontrados en 3 especies de tortuga marina de Baja California Sur.	36
Tabla XII	Porcentaje de presencia de pesticidas organoclorados en tortugas marinas de Baja California Sur y sus tejidos analizados.	36
Tabla XIII	Valor de p para los analitos resistentes al ácido entre tejidos.	37
Tabla XIV	Probabilidad de igualdad en Σ POC's estables al ácido entre tejidos.	38
Tabla XV	Probabilidad de igualdad en Σ POC's ^A en grasa de 3 especies de tortuga	38
Tabla XVI	Valor de p para los analitos resistentes al ácido entre grasa de las 3 especies	39
Tabla XVII	Probabilidad de igualdad en o,p'-DDE en grasa de 3 especies de tortuga	39
Tabla XVIII	Comparación de los rangos de concentración y promedio ± 1 DS ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$) de los pesticidas organoclorados más comunes en grasa de tortugas marinas en el mundo.	45

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página	
Figura 1	Áreas de colecta en el estado de Baja California Sur, México	18
Figura 2	<i>Izq.</i> Gónadas de macho, borde y textura lisos. <i>Der.</i> Gónada de hembra, borde lobulado	21
Figura 3	Curva de calibración del DDE.	25
Figura 4	Mediana y percentiles (25%, 75%) de Σ OC's ^A en tejidos de tortuga marina.	37
Figura 5	Promedio y e.e de la Σ OC's ^A en grasa de tortuga marina	38
Figura 6	Porcentaje de tortugas con al menos un POC en grasa.	39
Figura 7	Porcentaje de tortugas de tres especies con evidencias de clordano en riñón y músculo	40
Figura 8	Media y error estándar de Σ OC's ^A entre sexos de tortuga marina	41
Figura 9	Media y error estándar de o,p'-DDE en tejidos de tortuga marina	41
Figura 10	Media y error estándar de algunos organoclorados entre sexos de tortuga marina	41
Figura 11	Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de <i>C. mydas</i> entre zonas de colecta.	42
Figura 12	Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de <i>L. olivacea</i> entre zonas de colecta.	43
Figura 13	Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de <i>C. caretta</i> entre zonas de colecta..	43

LISTA DE ABREVIACIONES

°C	Grados Celsius
°N	Grados Norte
°S	Grados Sur
μ	promedio
μg	microgramos
μl	microlitro
BCS	Baja California Sur
<i>C.c.</i>	<i>Caretta caretta</i>
<i>C.m.</i>	<i>Chelonia mydas</i>
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
cm	Centímetros
com. pers.	Comunicación personales
DDD	Diclorodifenildicloroetano
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DS	Desviación estándar.
dw	Peso seco (base seca)
<i>et al.</i>	y colaboradores
Fig.	Figura
g	Gramos
H.E.	Epóxido de heptaclor
H	Hembra
HCB	Hexaclorobenceno
HCH	Hexacloroheptano
Hg	Mercurio
INE	Instituto Nacional de Ecología
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
Kg	Kilogramos
Km	Kilómetros
K _{ow}	Coefficiente de partición
<i>L.o.</i>	<i>Lepidochelys olivacea</i>
LCC	Largo curvo del caparazón
LD	Límite de detección del método en ng·ml ⁻¹
LD ₅₀	Dosis letal para el 50% de los organismos
LDM	Límite de detección del método en μg·ml ⁻¹
Log	Logaritmo
LRC	Largo recto del caparazón
Lw	Peso de lípidos (base lípidos)
M	Macho
m ³	Metro cúbico

mg	Miligramos
min.	Minuto
ml	Mililitro
mm	Milímetros
NA	No analizado
ND	No detectado
ng	Nanogramos
NMFS	National Marine Fisheries Service
<i>o</i>	Posición <i>ortho</i>
<i>p</i>	1. Posición <i>para</i> //. 2. Valor de probabilidad
Pa	Pascales
PCB	Bifenilos policlorados
POC's	Pesticidas organoclorados
POP's	Contaminantes orgánico persistentes
QEA	Químicos endocrino alterantes
r^2	Coefficiente de relación lineal
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
UICN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
UNEP	United Nations Environment Programme
USA	Estados Unidos de América
USFWS	U.S. Fish and Wildlife Service
ww	Peso húmedo (base húmeda)
Σ POC's ^A	Sumatoria de pesticidas organoclorados resistentes al ácido

GLOSARIO

Alicuota	adj. proporcional (perteneciente a la proporción).
Analito	Es el constituyente de una muestra cuya concentración es buscada en un análisis químico.
Artefacto	Error intrínseco de un equipo de medición. En los experimentos biológicos, formación producida exclusivamente por los reactivos empleados y perturbadora de la recta interpretación de los resultados obtenidos. En el trazado de un aparato registrador, toda variación no originada por el órgano cuya actividad se desea registrar.
Congénere	Se refiere a cualquiera de los 209 combinaciones únicas posibles de una molécula de policlorobifenil.
Contaminante	Forma de materia o energía presente en un medio al que no pertenece, o bien por arriba de su concentración basal. En toxicología es un compuesto ageno al organismo capaz de ocasionar un daño.
Coplanar	Tipo de bifenil policlorado que tienen con ausencia de cloros en las posiciones <i>ortho</i> y sustituido en las posiciones <i>para</i> y al menos dos posiciones <i>meta</i> .
Efecto subletal	Efecto que se produce por debajo del nivel que causa la muerte por la exposición simple o repetida de un tóxico en un periodo de tiempo no determinado.
Homogeneizar	Hacer homogéneo, por medios físicos o químicos, un compuesto o mezcla de elementos diversos.
Límite de detección del método	Concentración mínima de una sustancia que puede ser medida y reportada con un 99% de confianza en la que la concentración del analito es mayor a cero y es determinada a partir del análisis de una muestra en una matriz dada conteniendo el analito.
Lípidos totales	Se refiere a todas las moléculas disueltas en el hexano durante la extracción, incluyendo ácidos, grasos, triglicéridos, vitaminas, etc.
Metabolito	(Der. de <i>métabolisme</i> , metabolismo). Producto del metabolismo.

Plaguicida Sustancia o mezcla de sustancias que se destina a controlar cualquier plaga, incluidos los vectores que transmiten las enfermedades humanas y de animales, las especies no deseadas que causen perjuicio o que interfieran en el proceso de los productos.

Porcentaje de recobro Evaluación de un método por medio de la relación, en términos de porcentaje, entre la concentración del analito obtenida a partir de una muestra enriquecida y procesada por el método, y el analito en la concentración esperada sin ser procesado por el método.

INTRODUCCIÓN

El concepto de ecotoxicología es un término acuñado en las últimas décadas, que refleja la preocupación por entender el efecto que tienen los contaminantes antropogénicos en los ecosistemas y sus componentes. Dentro de estos contaminantes, el grupo de los organoclorados ha sido de atención prioritaria por su persistencia y los efectos nocivos que tienen en los sistemas biológicos (Blus, 2003; Smith, 1991; Allsop et al., 1999).

Los organoclorados son moléculas compuestas generalmente por un esqueleto de hidrocarburos cíclicos sustituidos en una o más posiciones por moléculas de cloro (Smith, 1991; Erickson, 2001). Fueron sintetizados en grandes cantidades para ser usados en la agricultura y en la industria desde la década de los cuarentas, y en las últimas décadas del siglo pasado fueron restringidos o prohibidos en la mayoría de los países por las consecuencias que provocan en la vida silvestre y en la salud humana (Smith, 1991; Erickson, 2001).

La United Nations Environment Programme (UNEP) decretó en 1995, doce “contaminantes orgánico-persistentes” (POP’s por sus siglas en ingles) como prioritarios para reducir y prevenir sus emisiones. Todos ellos son organoclorados. Estos 12 POP’s son: dioxinas y furanos; bifenilos policlorados (PCB’s); y los pesticidas Hexaclorobenceno; aldrín, dieldín, endrín, DDT, clordano, mirex, toxafeno, y heptaclor. Compuestos como el Lindano y los ftalatos, se encuentran en las listas prioritarias de otras convenciones internacionales por afectar sus regiones en particular (Allsopp *et al.*, 1999).

Estos compuestos se caracterizan por tener una baja solubilidad en agua y disolverse fácilmente en solventes orgánicos, lo que les permite acumularse en los tejidos de los organismos y biomagnificarse sucesivamente a lo largo de la cadena trófica. Tienen

también una alta estabilidad química y resistencia al ataque de los microorganismos por lo que pueden permanecer en el ambiente por muchos años. Además, tienen una baja presión de vapor, lo que los hace muy volátiles y les confiere una alta capacidad de dispersión, encontrándose en lugares tan apartados como los fondos oceánicos, montañas e incluso en el Ártico, por lo que pueden ser considerados como contaminantes globales (Jobling *et al.* 1995; Allsopp *et al.*, 1999).

Numerosos experimentos han demostrado que este tipo de contaminantes causan daño en la biota ocasionando alteraciones organogénicas, teratogénicas, mutagénicas, carcinogénicas, glandulares, reproductivas y en el sistema inmune (Colborn, *et al.* 1993). Han sido encontrados en todos los compartimentos del ambiente, incluyendo el aire, agua, sedimentos, fauna silvestre y humanos. Es importante denotar que los plaguicidas organoclorados (POC's) han sido relacionados con el decremento de diversas poblaciones de organismos silvestres (Safe, 1994; Smith 1991, Allsopp *et al.*, 1999). No se han reportado correlaciones directas entre mortalidad de tortugas marinas y altos niveles de contaminantes. Sin embargo, estudios con otras especies como las tortugas dulceacuícolas, han demostrado efectos relacionados con deformidades en embriones y crías (Pugh & Becker 2001).

Debido a su ubicuidad, persistencia, efectos potenciales y reales en el ecosistema es necesario monitorear y determinar estos compuestos en cada compartimiento del ecosistema. Sin embargo, debido a la complejidad de los estudios en el ecosistema, la mayoría de los trabajos de investigación se enfocan en los métodos de evaluación de sedimentos, agua y efluentes y en el efecto de algunos organismos de prueba (Gold-Bouchot, 2004).

Las tortugas marinas forman parte importante del ecosistema marino como transportadoras de materia y energía en sus largas migraciones, y ocupan diversos puntos en la red trófica, pero los estudios de contaminantes en estas especies son muy escasos y se limitan a la cuenca del atlántico. Este grupo de reptiles ha persistido desde el cretácico temprano a nuestros días por más de 110 millones de años. Actualmente solo sobreviven siete especies de tortuga marina y todas ellas están consideradas en peligro de extinción (DOF, 2000; Groombridge 1982). Son organismos longevos y relativamente grandes, dependiendo de la especie ocupan diferentes sitios en la red trófica y realizan migraciones desde unos cuantos kilómetros hasta migraciones transoceánicas (Meylan & Meylan, 2000; Bjorndal, 1997). Estas características hacen de ellas blancos potenciales de acumulación de contaminantes organoclorados al estar expuestas a diferentes fuentes potenciales de contaminantes a través de sus rutas migratorias, bioacumulación a lo largo de su vida y la biomagnificación a través de la red trófica (Pugh & Becker 2001).

En general, el decremento de las poblaciones de tortuga marina parece iniciar alrededor de los 60's cuando la pesquería de estas especies comenzó a verse mermada (Cornejo & Felger, 1982). Este decremento coincide con el apogeo del uso de organoclorados de uso doméstico, industrial y rural (Smith, 1991; Erickson, 2001). Sin embargo, los esfuerzos de conservación se han centrado por largo tiempo en la protección de las hembras anidadoras y sus huevos en las playas de anidación (Benabib & Cruz, 1981) y en el decreto de vedas y leyes nacionales e internacionales para evitar su pesca y consumo (Hykle, D. 2000; DOF, 1986). Más de 20 años de estos esfuerzos han reducido significativamente las amenazas sobre las tortugas en algunas playas de anidación (Alvarado *et al.* 2001). Sin embargo, las especies no han observado recuperaciones importantes (Alvarado *et al.* 2001,

Pritchard 1996) o continúan un alarmante decremento (Sarti *et al.* 2000). Por lo tanto, es probable que otros factores menos evidentes, como los efectos subletales producidos por los organoclorados en el sistema inmune y reproductivo, se encuentren operando de tal forma que aún protegiendo a todas las tortugas y nidadas de su consumo furtivo, sus poblaciones no se recuperen por tener problemas reproductivos y de salud.

En este estudio se pretende evaluar la presencia de algunos contaminantes organoclorados en tejidos de tortugas marinas para evaluar la posibilidad de que alguno de estos contaminantes represente un problema potencial que pudiera impedir la recuperación de las poblaciones de tortuga marina que llegan a las costas de Baja California Sur.

Además se analizaron los resultados, identificando aquellos organoclorados y las concentraciones que ocurren por especie, así como por sexo, y talla, con lo que se desea identificar si existe un grupo más afectado por uno o todos los organoclorados analizados y inferir las posibles consecuencias, como el grupo más vulnerable y las acciones a seguir con cada especie.

ANTECEDENTES

1. Las tortugas marinas en Baja California Sur

En las costas de la península de Baja California ocurren cinco especies de tortuga marina (Gardner & Nichols, 2001); las tres más comunes en la península, las tortugas caguama (*Caretta caretta*), negra (*Chelonia mydas agassizii*) y golfina (*Lepidochelys olivacea*) son sujeto de este estudio, por su accesibilidad, importancia ecológica, y por el contraste de sus características ecológicas como se observa en tabla I.

Tabla I. Generalidades de las especies de tortuga marina más comunes en la Península de Baja California.

Especie	Dieta	Uso de hábitat	Ambiente marino	Migración principal
<i>Chelonia mydas</i>	Herbívora	Refugio y crecimiento	Costero	Michoacán
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Omnívora	Refugio y reproducción	Costero y pelágico	Errante en Pac. oeste
<i>Caretta caretta</i>	Carnívora	Crecimiento	Pelágico	Japón

Las costas oriental y occidental de Baja California se consideran entre los principales sitios de alimentación y crecimiento para *C. m. agassizii* (NMFS & USFWS 1998a). En todo el Pacífico oriental, las únicas agregaciones conocidas de *C. caretta*, ocurren en Baja California, principalmente en la costa del Pacífico y son individuos juveniles que utilizan las aguas de Baja California como zona de crianza hasta alcanzar la madurez sexual y regresar a reproducirse en Japón (Nichols *et al.* 2000a; Bowen *et al.* 1995; Márquez, 1990). La especie *L. olivacea* no tiene áreas específicas de alimentación pero se le encuentra en las costas de Baja California y dentro de sus playas de anidación más septentrionales están las de la región de los Cabos (NMFS & USFWS 1998c).

2. Contaminantes organoclorados en la Península de Baja California.

Los estudios referentes a compuestos organoclorados en Baja California Sur son muy escasos. Sin embargo, en la costa del Pacífico los datos referidos a la costa de Baja California y California, pueden servir de referencia debido a la influencia de la Corriente de California y la migración de animales. Mientras que la costa oriental está estrechamente relacionada con el Golfo de California el cual a su vez, se ve influenciado por 4 estados del noreoeste de México y el río Colorado que atraviesa varios estados de Estados Unidos.

En el golfo de California y las costa de California y Baja California, muchas aves experimentaron problemas reproductivos por muchos años debido a desechos de DDT originados en una planta manufacturera cerca de los Angeles, California (Blus, 2003).

Entre 1971 y 1991, algunas de las más importantes efluentes del sureste de California, USA, descargaron 41,255 kg de DDT y 44909 kg de PCB's al mar (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1998). Algunos estudios han relacionado esta fuente de descargas con valores de PCB's y pesticidas en sedimentos y biota de California (O'shea & Brownell, 1998; Fry, 1995) y Baja California (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1998; Jiménez-Castro *et al.* 1995).

En el Golfo de California, diversos pesticidas clorados y PCB's han sido detectados en sedimentos e invertebrados marinos y sugieren que las mayores concentraciones de pesticidas podrían ser originadas en los valles de agricultura de Sonora y Sinaloa (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1992, Galindo *et al.* 1997). En la Bahía de la Paz se han reportado pequeñas concentraciones de DDE y HCB en sedimentos y peces (Bravo-Garzón, 2002). En general se considera que los pesticidas encontrados en el agua del Golfo de California están por debajo de los límites internacionales establecidos para la protección de la biota acuática (1×10^{-4} mg·l⁻¹ para DDE y 16×10^{-4} mg·l⁻¹ para HCB) (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1992).

3. Contaminantes en tortugas marinas.

A pesar de los efectos nocivos de los organoclorados en diversos organismos de vida silvestre, los estudios en tortugas marinas son considerablemente pocos. En una revisión de literatura indexada, se encontraron solamente 36 citas relacionando tortugas marinas con compuestos clorados persistentes (principalmente PCB's y DDT) y metales pesados (Pugh & Becker 2001). Todas las referencias para organoclorados en esta revisión, documentan casos en el Atlántico y el Mediterráneo, mientras que el Pacífico carece de datos existiendo únicamente un estudio realizado en Hawai con tortuga verde donde no se encontró ningún organoclorado (Aguirre *et al.*, 1994), un reporte en Michoacán que reporta la presencia de ésteres de ftalato en huevos de tortuga laúd (Juárez *et al.* 2000) y un trabajo previo al presente estudio donde solo se analizaron siete tortugas negras de Baja California (Gardner *et al.* 2003).

Se ha reportado la presencia de organoclorados en tortuga caguama (*C. caretta*), verde (*C.m. mydas*), lora (*Lepidochelys kempii*) y laúd (*Dermochelys coriacea*), en ningún caso han sido relacionados con la muerte de tortugas marinas (Rybitski, *et al.*, 1995; McKenzie *et al.*, 1999 Lake *et al.* 1994). Sin embargo, si han observado disturbios reproductivos en tortugas de agua dulce provocados por los mismos contaminantes encontrados en las tortugas marinas (Pugh & Becker, 2001; de Solla *et al.* 1998).

3.1 Bifenilos Policlorados (PCB's)

Los Bifenilos Policlorados (PCB's por sus siglas en inglés) son un tipo de hidrocarburos aromáticos halogenados utilizados por casi 40 años a mediados del siglo veinte con una gran variedad de aplicaciones incluyendo, anticongelantes, materiales aislantes, lubricantes en transformadores y capacitores, fluidos hidráulicos, plastificantes,

adhesivos, pesticidas, tintes y ceras (Erickson, 2001, Allsopp *et al.*, 1999). Durante ese tiempo, las malas prácticas de desecho y manejo resultaron en la descarga y dispersión de grandes volúmenes de PCB's en el ambiente, donde debido a su resistencia a la degradación química o biológica aún persisten (Erickson 2001). Se estima que un tercio de los PCB's producidos aún continúan en el ambiente y los otros dos tercios permanecen en equipo eléctrico viejo y en depósitos de desecho que no siempre son los adecuados y por los cuales se continua filtrando al ambiente (Allsopp *et al.*, 1999).

La mayoría de los PCB's que se encuentran en México fueron importados de USA hasta 1977 (un año después de haber sido prohibidos en USA), pero en la década de los 80's se continuaron importando pequeñas cantidades procedentes de Europa y Japón (INE, 2001). El principal problema con respecto a estos compuestos en México es la poca información que se tiene sobre la cantidad de PCB's importados y sobre la cantidad y destino de los desechos mezclados con otras sustancias o sólidos. Se ha estimado por las autoridades que alrededor de 20 mil toneladas de PCB's puros fueron importados al país (INE 2001). Pero las cifras arrojadas por los inventarios de las autoridades no son consistentes y se desconoce por completo la cantidad de desechos de PCB que han sido introducidos al país ilegalmente.

El término PCB es usado para referirse a los compuestos con la fórmula $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ o a cualquier subgrupo con uno o más de estos compuestos conocidos cada uno como congénere (Erickson, 2001). Comercialmente los PCB's fueron fabricados y vendidos como mezclas complejas que contenían docenas de congéneres (Cairns *et al.*, 1986).

Los efectos tóxicos de los PCB's incluyen daño en hígado y cromosomas, reducción en la fecundidad, perjudica el desarrollo fetal, pérdida de peso, y debilitamiento en el desarrollo cognitivo de la descendencia (Safe, 1994).

La toxicidad de los congéneres está ampliamente relacionada a su estructura molecular (ver apéndice II) (Safe, 1994), por lo tanto es importante analizar los PCB's por congéneres separados y no solo por la sumatoria de todos ellos.

Las viejas publicaciones sobre PCB's en las tortugas marinas reportaron sus datos como sumatorias de PCB's o como mezclas técnicas (Aroclors o Clophens, p.e.). Se han reportado los Aroclors 1254, 1242, 1248 y 1260 (McKim & Jonson, 1983; Thompson *et al.* 1974), mientras que los estudios más recientes, en pos de un mejor entendimiento de la toxicidad de los PCB's, reportan congéneres (Corsolini, *et al.*, 2000; Pugh & Becker 2001).

Los congéneres de PCB's reportados hasta ahora en tejidos o huevos de tortugas marinas son los coplanares 77, 126 y 169; los mono-*ortho*: 28, 56, 60, 66, 108, 118, 105, 156, 189 y otros 33 más entre los que destaca el 153 por ser dominante en la mayoría de los reportes (Pugh & Becker 2001, Corsolini *et al.*, 2000; Alam & Brim, 2000).

Las concentraciones en las que han sido reportado los congéneres es del orden de $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$; el congénere 153 por ejemplo ha presentado en promedio la más alta concentración en tortugas lora en Long Island, N.Y. con un valor de $384 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$, mientras que los rangos reportados son de $<2.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$ en tortugas verdes del mediterráneo, hasta $406 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$ en tortugas caguamas en el Atlántico (Pugh & Becker 2001).

3.2. Diclorodifeniltricloroetano (DDT):

EL diclorodifeniltricloroetano, mejor conocido como DDT (ver Apéndice II), ha sido uno de los insecticidas usados más ampliamente a nivel mundial por su efectividad en

el control de plagas. Es también el organoclorado más estudiado por su capacidad de acumulación en tejidos de organismos silvestres y por los efectos nocivos en los mismos (Smith, 1991). El DDT técnico se compone de los dos isómeros del DDT y sus metabolitos DDD y DDE, (Smith, 1991).

En México, el DDT ha sido usado desde finales de los 40's y fue el pesticida más utilizado. Su producción ha disminuido desde 80,000 toneladas por año a finales de los 60's a 25 toneladas por año en los 90's (INE 2001). Aunque el uso del DDT ha sido restringido en México desde 1987, continua siendo usado para el control del mosquito transmisor de la malaria en áreas de alto riesgo (Benítez y Bárcenas 1996), así como en otros países como Brasil y Sudáfrica (Smith, 1991).

La toxicidad aguda del DDT es considerada de baja a moderada (el valor LD₅₀ oral en ratas es ~120 mg/kg). Sin embargo, el mayor problema radica en su capacidad de acumulación y persistencia, y por los efectos crónicos que incluyen daño de hígado, degeneración del sistema nervioso central, dermatitis y convulsiones (Patnaik, 1992). El riesgo subletal más conocido del DDT es la embriotoxicidad de su metabolito DDE, mientras que el metabolito DDD ha sido pocas veces relacionado con problemas ambientales. No obstante, el riesgo más importante es su relación con el decremento y extinción de poblaciones de fauna silvestre en California (Blus, 2003). Se considera específicamente tóxico para la corteza adrenal (Smith, 1991).

Las mayores concentraciones reportadas para la Σ DDT (DDE+DDD+DDT) son para la tortuga caguama y lora, alcanzando una media de 508 y 454 ng/g_{ww} respectivamente, y con rangos para todas las especies que van desde 14 ng/g_{ww} en la laúd

en el Reino Unido, hasta 739 ng/g_{ww} en la caguama del Mediterráneo (Pugh & Becker 2001). En promedio, el radio 4,4'-DDE/ Σ DDT va de 0.61 a 0.97, lo que indica un alto grado de metabolismo en los tejidos de las tortugas ya sea por su lejana exposición en el tiempo y/o en el espacio (Pugh & Becker 2001).

3.3 Lindano (γ -HCH).

El hexacloro-ciclohexano (HCH) consiste en una mezcla de cinco isómeros, de los que el isómero γ , también conocido como lindano, es el componente activo principal y el más tóxico (ver apéndice II) (Blus, 2003). Durante la primera guerra mundial fue utilizado como bomba de humo, y para 1942, se descubrieron sus propiedades insecticidas.

El lindano se vende por separado o en combinación con fungicidas, fertilizantes, otros insecticidas o preservadores de madera. Es valioso en el control del vector de la malaria (aunque no tanto como el DDT), y para el control de varias plagas de suelo y semillas (Smith 1991). En México, no está prohibido, pero se considera de uso restringido. En teoría solo puede ser adquirido bajo permiso escrito y su manejo deberá ser por un técnico autorizado (Barrera *et al.*, 2002).

Tiene una alta toxicidad aguda con síntomas como dolor de cabeza, mareos, náuseas, vómito, diarrea, cianosis, y convulsiones epilépticas; su exposición crónica causa daños en el riñón; su LD₅₀ en ratones es 86 mg/kg; es carcinogénico en animales, causando tumores en hígado y pulmón (Patnaik, 1992). Sin embargo, no se ha relacionado con ningún problema con poblaciones en el campo a excepción de una población de murciélagos que fue extirpada debido al lindano (Blus, 2003).

Se degrada rápidamente después de su aplicación en el campo y es rápidamente metabolizado, por lo cual el lindano es uno de los pocos organoclorados que sigue siendo ampliamente usado. Sin embargo, es suficientemente peligroso bajo condiciones confinadas en criaderos de animales y habitaciones humanas donde está prohibido. También estudios experimentales han demostrado que reduce la producción y eclosión de huevos de gallina, incrementa la mortalidad embrionaria y provoca un adelgazamiento de cascarón (Blus, 2003; Lauwerys & Hoet, 2001).

No se ha reportado lindano en tejidos de tortuga marina a excepción de un reporte en el que al parecer la concentración estaba por debajo del LDM, por lo que es poco confiable (McKenzie, *et al.* 1999).

3.4 Aldrín y derivados.

El aldrín fue descrito en 1949 y se utilizó como un efectivo insecticida, principalmente contra insectos del suelo. Una vez aplicado en el campo o absorbido por el organismo, el aldrín se transforma en dieldrín que es mucho más tóxico y persistente (ver apéndice II) (Smith, 1991; Blus, 2003). El endrín por su parte es un isómero del dieldrín (Lauwerys & Hoet, 2001), introducido en el mercado en 1951, y ha sido usado como insecticida y rodenticida (Smith, 1991). A pesar de su estrecha relación, estos tres compuestos se consideran por lo general como compuestos independientes debido a la diferencia en toxicidad, permanencia y a que los tres han sido producidos individualmente y tienen aplicaciones de pesticida.

Por otro lado, pese a lo efímera vida del aldrín, existe evidencia de que *per se* puede causar daño cromosómico por medio de otro de sus metabolitos directos (el 6,7-

dihydroaldrín) (Smith, 1991). En México, los tres compuestos están prohibidos desde 1991 (Barrera, *et al.* 2002).

El dieldrín ha sido reportado en tejidos de tortuga marina en el Atlántico. La concentración más alta ha sido reportada en machos de tortuga laúd del Reino Unido, con una concentración promedio de $15.7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$ y rangos de 13 a $19 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$ (McKenzie, *et al.* 1999).

3.5 Compuestos del clordano.

El clordano y el heptaclor, son dos insecticidas cuyas fórmulas técnicas podrían contener metabolitos de uno y otro, sin embargo, se produjeron por separado (Smith, 1991).

El clordano tiene dos isómeros principales, *cis* clordano y *trans* clordano (ver apéndice II), de los cuales el primero es el más abundante. En adición a los isómeros *per se*, el clordano técnico contiene heptaclor, nonaclor hexaclorociclopentadieno y otros compuestos (Smith, 1991). Ha sido utilizado como insecticida desde 1945, principalmente como control de insectos en vegetales tales como maíz, papas, caña de azúcar, frutas y algodón. También ha sido usado extensivamente en el control de plagas caseras e insectos de la madera (Smith, 1991). En México actualmente su uso está prohibido (Barrera, *et al.* 2002).

La mayoría de los metabolitos del clordano son mucho menos tóxicos que el compuesto original, cuyo valor LD₅₀ oral en ratas esta entre 150 y $225 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Sin embargo, el oxiclordano, es más tóxico con una LD₅₀ oral en ratas de $19.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Smith, 1991).

Cuando se aplica en el campo, el clordano es altamente persistente (10 años) (Barrera, *et al.* 2002). En el humano se ha calculado una vida media de 34 días, aunque en la

sangre, se ha observado una rápida disminución en 3 o 4 días, pero se han detectado niveles confiables hasta tres meses después de la exposición (Smith, 1991).

El heptaclor técnico, tiene alrededor de 72% de heptaclor y el resto de compuestos relacionados. El heptaclor fue aislado primeramente del clordano técnico y fue formal y ampliamente utilizado como insecticida para el control de insectos del algodón, saltamontes, insectos del suelo y ciertas plagas de los cultivos, hasta que es descontinuado en 1983 en USA (Smith, 1991). En México, actualmente no aparece como un plaguicida con registro y por lo tanto no está autorizado (Barrera, *et al.* 2002).

Su metabolito heptaclor epoxy es algo más tóxico que heptaclor (Smith, 1991).

Por la diversidad de este grupo, también ha sido difícil evaluar la verdadera amenaza de este tipo de compuestos en tortugas marinas ya que no todos los estudios reportan de la misma forma los resultados y la cantidad de elementos analizados varía. En los tejidos de tortuga marina han sido identificados *cis*-clordano, *trans*-clordano, *cis*-nonaclor, *trans*-nonaclor, oxiclordano y heptaclor epóxido, siendo los tres últimos los más prominentes en tortugas marinas (Pugh & Becker 2001). El clordano como sumatoria de *trans*-nonaclor, oxiclordano y heptaclor epóxido ha sido reportado para laúd, caguama y verde, con concentraciones desde <2.6 hasta 33 ng/g_{ww} (Pugh & Becker 2001).

3.6 Endosulfán.

El endosulfán fue usado experimentalmente desde 1956, y su registro oficial como insecticida lo obtuvo en 1960. Ha sido utilizado contra una gran variedad de plagas, pero no contra aquellas del ganado, productos de almacén o caseras (Smith 1991). El endosulfán es una mezcla de dos estereoisómeros, α y β endosulfán ó endosulfán I y II. En México este compuesto tiene registro oficial y su uso no está prohibido o restringido (Barrera, *et al.* 2002).

La toxicidad aguda del endosulfán se considera baja o moderada, con síntomas muy parecidas al resto de los ciclodienos (Patnaik, 1992). Se considera como poco persistente con una duración de aproximadamente 7 semanas y vida media en la sangre de 6 a 235 horas dependiendo el isómero (Smith, 1991; Barrera, *et al.*, 2002). El isómero α es excretado más rápidamente que el isómero β , y sus metabolitos principales son compuestos sulfatados, diol, hidroxí-éter, y cetona (Lauwerys & Hoet, 2001).

El endosulfán se reportó solamente en un estudio previo al presente en 9 tortugas marinas de Baja California. Las concentraciones máximas fueron de $7.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en *C.m* y $32 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en una *L.o.* (Gardner, *et al.*, 2003)

3.7 Hexaclorobenceno (HCB).

Es un compuesto que se utilizó como funguicida en el tratamiento de las semillas desde 1945, pero también es un subproducto en la síntesis de algunos solventes clorados, pesticidas clorados y la incineración de desechos municipales (Allsopp *et al.*, 1999). En México el consumo agrícola de 1970 a 1991 fue de 43,832 toneladas. Fue prohibido en 1991 y su producción cesó en 1992 (Burgoa *et al.*, 1998).

La toxicidad aguda oral y por inhalación para el HCB en animales de prueba, es baja. Causa cáncer en animales; la administración oral de este compuesto por 18 semanas a 2 años causa tumores en hígado, riñón, tiroides, y sangre de varios roedores (Patnaik, 1992).

Se considera una vida media de alrededor de dos años en humanos, pero otros autores han estimado que la media del tiempo de retención en el tejido adiposo es de 15 años (Lauwerys & Hoet, 2001).

Su presencia solo ha sido reportada en tortugas marinas de Baja California en *C.m* ($4.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) y en *L.o.* ($4.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) (Gardner *et al.*, 2003).

JUSTIFICACIÓN

Se ha demostrado que los contaminantes organoclorados producen efectos nocivos que disminuyen la capacidad reproductiva en las poblaciones de fauna silvestre (Fry, 1995; Safe, 1994). Entre los efectos demostrados en reptiles se encuentran disrupción endocrina, reversión sexual, deformidad en los genitales, y mortalidad y deformidad embrionaria (Gillette, 2000). Es por esto que en poblaciones consideradas en peligro de extinción, como las tortugas marinas, la contaminación por este tipo de compuestos debe ser considerada como una de las amenazas que pueden afectar la sobrevivencia de la especie. Esfuerzos de conservación como los que se han llevado hasta la fecha con tortugas marinas podrían verse disminuidos si no se considera el efecto subletal de los contaminantes. Sin embargo, la información sobre estos compuestos tóxicos es todavía muy escasa y en el Pacífico es casi inexistente.

Por lo tanto, la intención de este trabajo es identificar si los contaminantes organoclorados representan una amenaza en la recuperación de las especies de tortuga marina en una importante zona de alimentación y crecimiento para varias especies como lo son las costas de Baja California Sur, así como identificar la especie, sexo y talla más amenazados, por medio de los siguientes objetivos:

OBJETIVOS

Objetivo General

- ◆ Evaluar la presencia y concentraciones de contaminantes organoclorados en tortugas marinas de Baja California Sur.

Objetivos Particulares

- ◆ Determinar las concentraciones de PCB's y pesticidas organoclorados en diferentes tejidos de tortugas.
- ◆ Identificar los PCB's y pesticidas organoclorados en tortugas marinas de Baja California Sur, determinando su concentración e infiriendo su toxicidad. Determinar la especie de tortuga marina más amenazada por estos compuestos.
- ◆ Analizar la concentración de estos contaminantes en función del género.
- ◆ Diagnosticar las concentraciones de PCB's y pesticidas organoclorados en función de la talla como un indicador de la edad.
- ◆ Inferir las posibles fuentes de contaminación así como los efectos potenciales de los contaminantes encontrados en cada especie, con base en sus historias de vida y el uso de hábitat en las costas de Baja California Sur.

MÉTODO

1. Área de estudio

El estado de Baja California Sur, comprende la mitad austral de la península de Baja California en el noroeste del territorio mexicano en el litoral del Pacífico. Al norte se delimita con el estado de Baja California; al poniente y sur con la cuenca del Pacífico Norte y al oriente con el Golfo de California. Sus coordenadas extremas son $28^{\circ} 00'$ y $22^{\circ} 52'$ Latitud Norte y $115^{\circ} 05'$ y $109^{\circ} 25'$ Longitud Oeste (INEGI, 2002) (Fig. 1).

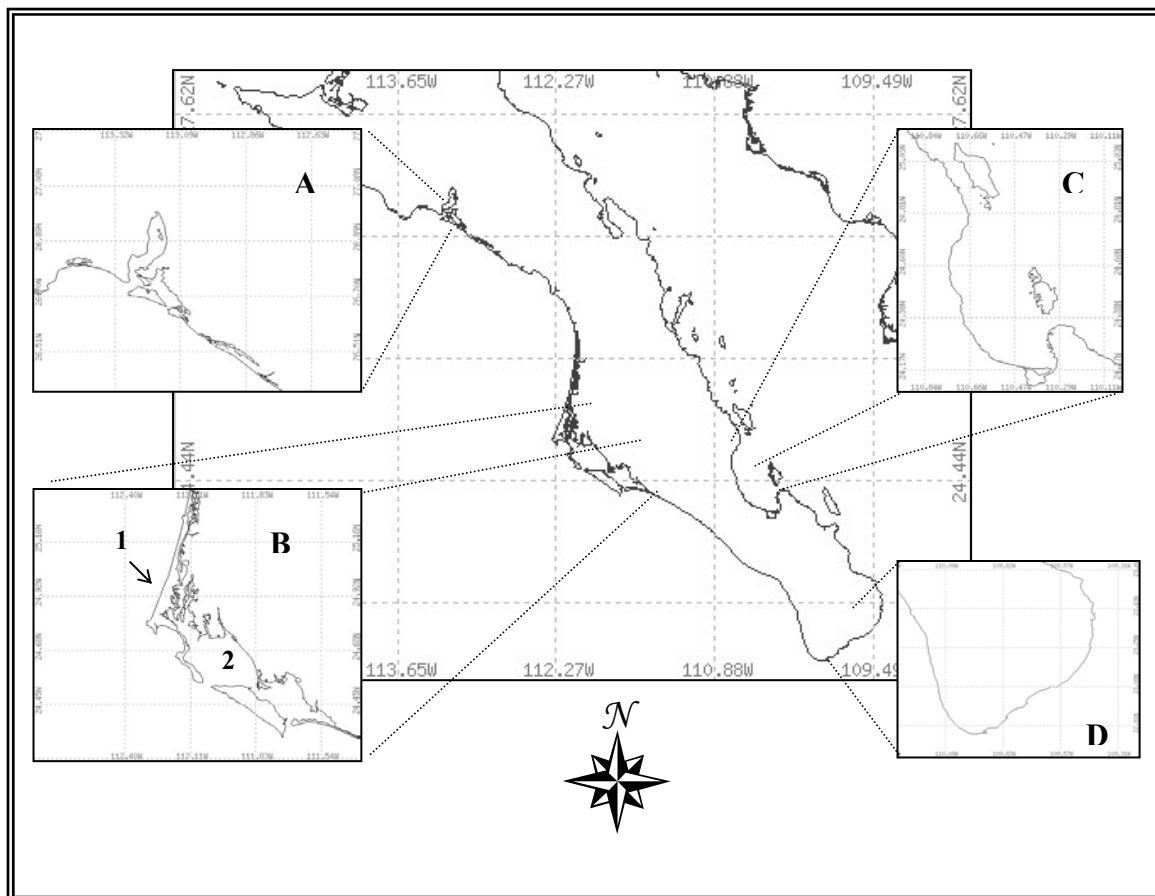


Figura 1. Áreas de colecta en el estado de Baja California Sur, México. A) Punta Abreojos, B1) Barra San Lázaro, B2) Bahía Magdalena, C) Bahía de la Paz, D) Región de los Cabos.

El clima en la mayor parte de la península es del grupo de los climas secos (B), predominando el clima tipo semi-cálido (BWh) debido al invierno fresco, pero se presenta como cálido extremoso (BWh') a lo largo del litoral oriental y gran parte de la sierra (García, 1981). Se reconocen 14 corrientes de agua temporales en el estado 12 vierten al Pacífico y 2 al Golfo de California (INEGI, 2002).

La agricultura representa solo un 2.33% de la superficie del estado. La superficie dedicada a ganadería es de casi 5 millones de hectáreas. La industria es muy reducida, pero el 90% de las aguas residuales del estado provienen de la industria, principalmente de la eléctrica y de Roca Fosfórica Mexicana, las cuales utilizan agua de mar y es revertida al mismo. La industria manufacturera es principalmente de alimentos, pero hay una pequeña industria del plástico y hule (INEGI, 2002).

En ambos litorales de la Península de Baja California, se han identificado sitios de alta productividad biológica debido a que gracias a las características fisiográficas que afectan a estas costas, se pueden encontrar en ellas grandes concentraciones de biomasa (Martínez-García & Lluch-Belda, 2000). La región sur del Golfo de California se caracteriza por ser el punto de convergencia de tres masas de agua superficial a) agua fría de la Corriente de California que fluye hacia el sur, b) agua cálida del Pacífico tropical oriental que fluye en el área del sureste del Golfo y c) agua cálida del Golfo de California (López-Martínez, *et al.* 2000). La costa occidental de la Península, está influenciada por la corriente de California que corre hacia el sur y una contracorriente profunda (más de 300 m); además a lo largo de la costa, por dentro de la corriente de California, fluye una estrecha contracorriente hacia el norte durante el otoño e invierno, y estacionalmente las surgencias por viento incorporan agua sub-superficial fría y ricas en nutrientes a lo largo de la costa (Lluch-Belda, 2000).

2. Colecta de muestras.

Durante el periodo comprendido entre agosto del 2001 y junio del 2003 se realizaron salidas al campo visitando comunidades pesqueras a lo largo de la Península de Baja California. Las muestras obtenidas para este estudio provienen del estero El Coyote en Punta Abrejos (Fig. 1-A), Barra San Lázaro en Isla Magdalena (Fig. 1-B1), Bahía Magdalena (Fig. 1-B2), San José del Cabo (Fig. 1-D) y Bahía de la Paz (Fig. 1-C).

Durante estas visitas, se revisaron las redes de pesca de algunos pescadores en busca de capturas incidentales de tortuga marina. Si la tortuga estaba muerta se procedía a la necropsia del animal de acuerdo con lo especificado por Work (2000) y se colectaron diferentes muestras de tejido. Las biometrías del caparazón de la tortuga y la identificación de la especie se realizó de acuerdo a lo reportado por Pritchard y Mortimer (2000).

Los tejidos colectados fueron tejido muscular, hepático, adiposo, y renal, los que fueron utilizados para el análisis de contaminantes. Asimismo se colectaron gónadas con las que se identificó el sexo del organismo basándose en lo reportado por Wyneken (2001) (Fig. 2). Cuando no fue posible obtener la gónada, la determinación del sexo se basó en los caracteres sexuales secundarios.

Las muestras de tejido fueron envueltas en papel aluminio y guardadas dentro de una bolsa de plástico etiquetada. Se conservaron en hielo hasta llegar al laboratorio donde se almacenaron a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ para su posterior análisis.

Debido a la dificultad para obtener las muestras (baja incidencia de capturas incidentales o temor de reportarlas a personas ajenas a la comunidad, la aleatoriedad y distancia entre los sitios de colecta), se designó a un pescador confiable de cada comunidad con el que se realizó al menos en una ocasión el procedimiento de colecta de datos y

tejidos, se le entregó un sencillo protocolo por escrito y se le pidió coleccionar las muestras en los casos en los que no fuera posible que llegáramos a tiempo a la necropsia, ya que la mayor parte de las veces los pescadores tiran los testos del animal por temor a represalias. Las muestras permanecieron a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ en sus refrigeradores o en hielo hasta que las recogíamos. Lo anterior no representa un problema en nuestros análisis debido a la resistencia a la degradación de los contaminantes organoclorados. Sin embargo, esto provocó que en muchos casos no se contara con todos los tejidos, que la masa de algunos de éstos fuera limitada para su análisis, o que los datos de la tortuga no fueran satisfactorios. Por ello, para los análisis se procedió a hacer una selección de 10 tortugas de cada especie (amarilla, golfina y negra) de las que tuviéramos de preferencias los 4 tejidos seleccionados para analizar y con la mayor cantidad de información de la tortuga posible como sexo, talla y lugar de colecta.

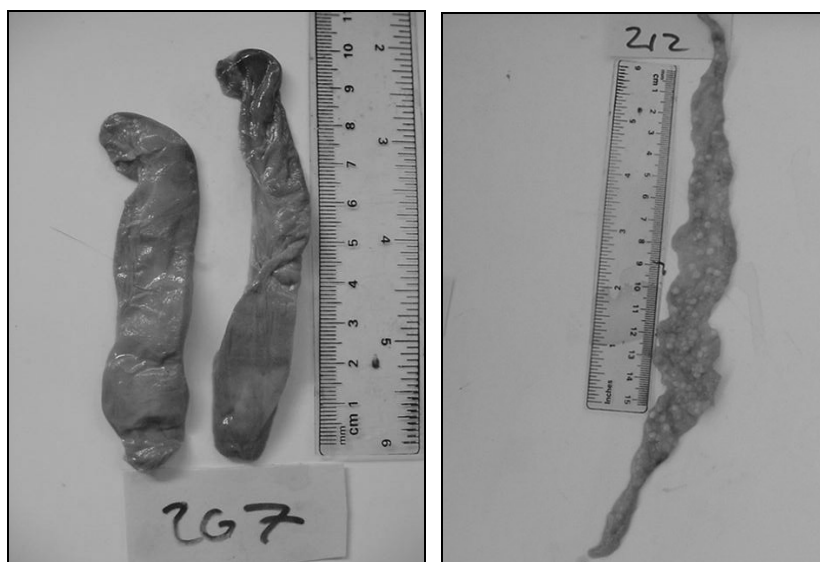


Figura 2. *Izq.* Gónadas de macho, borde y textura lisos. *Der.* Gónada de hembra, borde lobulado.

En San Lázaro, por problemas de logística, se midió el largo curvo del caparazón (medida tomada con cinta métrica) (LCC); para estandarizar estos datos con el resto de los tomados en otras zonas, las unidades fueron convertidas a largo recto (medida tomada con verniere) (LRC) con las siguientes fórmulas:

$$(1) LRC = (0.98)LCC - 5.14 \text{ Para } C. \textit{ caretta} \text{ (Frazer \& Ehrhart, 1983)}$$

$$(2) LRC = (0.99)LCC - 1.84 \text{ Para } L. \textit{ olivacea} \text{ (Kelez com. pers.)}$$

3. Análisis de Laboratorio

Todos los reactivos utilizados en este trabajo fueron con grado de pureza HPLC y el material de vidrio utilizado se lavó con un procedimiento especial para material analítico (Apéndice 1).

3.1. Separación e Identificación de los contaminantes.

En general se utilizaron 3 gramos de muestra en el caso de los tejidos menos grasosos (muscular y renal) y 1 gramo para los más grasosos (hepático y adiposo). El proceso comprendió 4 etapas:

Preparación. El tejido fue cortado en pequeños trozos y pesado en una botella de extracción. Se agregó una cantidad de sulfato de sodio similar a la del tejido y se homogeneizó con ayuda de un triturador de tejidos manual de acero inoxidable (modelo 985370 Biospec Products, Inc.) hasta obtener una pasta uniforme. Se agregaron 20 ml de hexano y se homogeneizó nuevamente (USEPA, 1998).

Extracción. La extracción se llevó a cabo con base en el procedimiento EPA 3550-B (USEPA, 1998). Se utilizó un desmembrador ultrasónico (550 Sonic Dismembrator, Fisher Scientific, Pittsburgh, PA) programado para sonicar por periodos de 1 min. con periodos

intermedios de 1 min., sumando 11 minutos por corrida. Posteriormente, el extracto se filtró a través de sulfato de sodio anhidro a un matraz. Se agregaron 20 ml más de hexano y se repitió el proceso una vez más.

Se midió el volumen recuperado del extracto y se tomó una alícuota de 2 a 5 ml para determinación de lípidos por gravimetría. Se registró el peso del vial sin muestra y con la muestra después de haberse llevado a sequedad con corriente de nitrógeno. La determinación de lípidos totales se calculó de la siguiente forma:

$$(3) Cl = \frac{(Pf - Pi) * V_t}{V_a * M} * 1000 \quad (4) LT = \frac{M * Cl}{1000} \quad (5) LP = \frac{M * Cl}{1000} - (Pf - Pi)$$

Donde:

Cl= Concentración de lípidos en la muestra (mg/g)

LT= Lípidos totales en la muestra de tejido (g).

LP= Lípidos totales analizados, descontando los perdidos en la alícuota (g).

M= Masa del tejido (g).

P_f= Peso final del vial con la muestra a sequedad (g).

P_i= Peso inicial del vial (g).

V_a= Volumen de la alícuota (ml).

V_t= Volumen total del extracto (ml).

Limpieza. Se requirió de dos procedimientos de acuerdo la cantidad de lípidos en la muestra:

a). *Limpieza con florisil* (basado en Doong & Lee, 1999). Para las muestras con menos de 0.05 g de lípidos analizados (LP), el extracto se concentró hasta un volumen de 1 ml con ayuda de un rotavapor a 60 °C. Se empacó una columna con 3 g de florisil activado y 2 g de sulfato de sodio anhidro, se acondicionó con 10 ml de hexano por un minuto y se agregó el extracto; éste se eluyó con 10 ml de Etil-éter:Hexano al 6% seguido de 10 ml de Etil-éter:Hexano al 15 % a una tasa de goteo de una gota por segundo. El extracto recuperado se

concentró casi a sequedad en el rotavapor y se recuperó en hexano hasta un mililitro con ayuda de una micro jeringa de vidrio de $1250 \pm 1 \mu\text{l}$.

b). *Limpieza con Ácido*. Los extractos de las muestras con más de 0.05 g de lípidos analizados (LP), se concentraron hasta 10 ml. Se mezclaron con 10 ml de ácido sulfúrico concentrado en un embudo de separación de 250 ml y se dejó reposar por periodos de 2 a 12 horas. El ácido se desechó y se repitió la operación hasta que las dos fases (ácida y orgánica) estuvieran transparentes, lo cual ocurrió aproximadamente en la 4ª o 5ª repetición. Una vez separada la última porción de ácido, el extracto se enjuagó dos veces con agua destilada previamente tratada con hexano (20 ml cada vez), con 20 ml de una solución de NaHCO_3 al 2% y finalmente dos veces más con agua destilada. El extracto fue entonces filtrado a través de sulfato de sodio anhidro y llevado a 1 ml, de la misma forma que en la limpieza de columna. Con este método se pierden algunos analitos pero es muy eficiente y económico para limpiar muestras de tejido animal para los análisis de analitos estables al ácido (Murphy & Hopkins 1972).

Cromatografía de Gases. La cromatografía se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases marca Hewlett Packard HP-6890 con detector de captura de electrones e inyector automático. Se utilizó una columna capilar (60 m x 0.32 mm x 0.25 mm) tipo DB5-MS proporcionada por Aligent (no. catálogo 1225562). La temperatura de la columna se programó a 50°C, se mantuvo por 2 min, incrementándose a 150 °C a 20°/min; se llevó a una rampa a 275 °C a 6°/min y se mantuvo así por 15 minutos. La temperatura del inyector y del detector se mantuvieron a 225 °C y 300 °C, respectivamente. El volumen inyectado de cada muestra fue de 2 μl .

3.2. Calibración del Método.

Pureza de los reactivos. Todos los estándares utilizados en este estudio fueron obtenidos de Accustandar, Inc. excepto Hexaclorobenceno que fue suministrado por Chemservice (apéndice I).

Calibración del cromatógrafo. Para poder asegurar la extrapolación de la respuesta del cromatógrafo a las concentraciones de los analitos en un rango esperado, se realizaron curvas de calibración con 5 puntos para cada uno de los pesticidas organoclorados. Las concentraciones utilizadas fueron 0.01, 0.025, 0.05, 0.075 y 0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$. Los datos obtenidos se grafican y se hace un análisis de correlación como se muestra en la figura 3. Se considera aceptable una correlación con una $r^2 \geq 0.98$ (Cram & Polite, 2002). Para todos los compuestos analizados en este estudio, las graficas se comportaron como en la figura 3 y la r^2 fue mayor a 0.99.

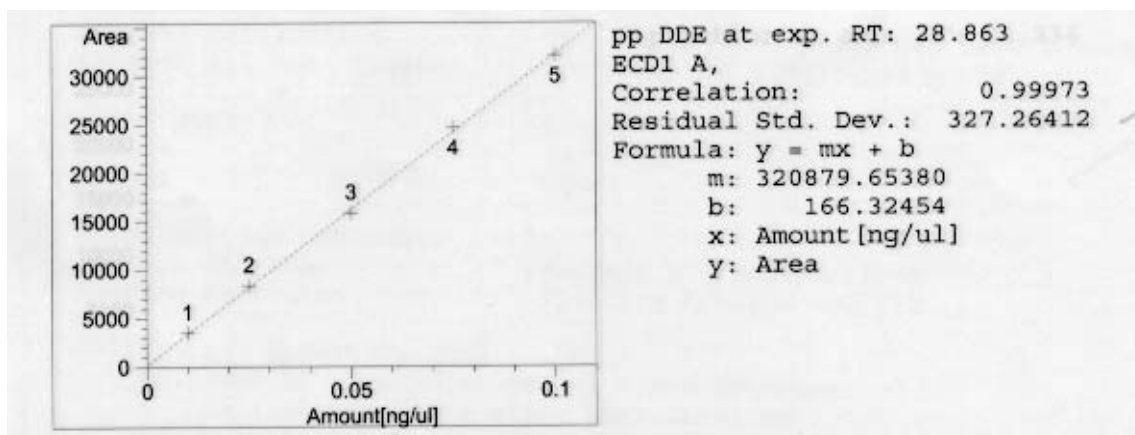


Figura 3. Curva de calibración del DDE.

Blancos negativos. Un total de tres blancos negativos (20 ml de hexano cada uno) se procesaron a la par de las muestras analizadas, cubriendo todas las variantes del método y los diferentes lotes de reactivos utilizados con el fin de evitar sobreestimaciones debido a impurezas de los reactivos o a imprecisiones en el método.

Blancos positivos. Los blancos positivos nos dan información importante sobre lo que podemos esperar del comportamiento de los analitos que buscamos en nuestro método como el “límite de detección del método” (LDM) y el “porcentaje de recobro” (Cram & Polite, 2002; Keith, 1996).

Se preparó una mezcla con los 20 pesticidas organoclorados a una concentración de $0.05 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ cada uno y una mezcla con los 33 congéneres de PCB a una concentración de $0.4 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ cada uno. Diez réplicas de 1 ml de cada una de estas mezclas se procesaron igual que las muestras de tortuga; 5 réplicas se hicieron con limpieza de columna y 5 con limpieza ácida.

Se obtuvo la media y desviación estándar de las concentraciones recuperadas de cada réplica y a partir de ellas se obtuvo el porcentaje de recobro (fórmula 6) y el límite de detección del método (LDM) (fórmula 7) de acuerdo a los procedimientos de EPA (Williams & Maillard, 1997). El límite de detección en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (LD) se obtuvo al multiplicar el LDM por el volumen del extracto y dividirlo entre los gramos de hexano utilizados en el extracto con base en la densidad del hexano (Tablas II, III, IV y V).

$$(6) \text{ REC} = \frac{A}{B} * 100 \quad (7) \text{ LDM} = t * \text{DS}$$

Donde:

REC= Porcentaje de recobro.

A= promedio de las concentraciones de las réplicas ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

B= concentración del estándar ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

LDM= límite de detección del método ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

t= valor crítico de t con los apropiados grados de libertad y $\alpha=0.99$ de tablas.

DS= Desviación estándar de las concentraciones de las réplicas ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

Tabla II. Evaluación del método de extracción con limpieza de columna para pesticidas organoclorados.

Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$	Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$
opDDD	86	0.010	0.75	Oxyclo	63	0.024	1.84
opDDE	79	0.005	0.34	Heptaclor	64	0.014	1.03
opDDT	89	0.015	1.12	H.E.	102	0.004	0.34
ppDDD	101	0.021	1.62	Aldrin	96	0.007	0.49
ppDDE	92	0.011	0.83	Dieldrin	97	0.008	0.61
ppDDT	66	0.008	0.59	Endrin	106	0.017	1.30
α -Clordano	90	0.025	1.91	HCB	68	0.005	0.41
β -Clordano	97	0.008	0.57	Lindano	78	0.008	0.58
<i>cis</i> -nonachlor	70	0.006	0.48	Endosulfan 1	96	0.004	0.32
<i>trans</i> -nonachlor	130	0.041	3.10	Endosulfan 2	84	0.019	1.46

REC= Porcentaje de recobro LDM= Limite de detección del método LD= Limite de Detección. H.E. Epóxido de Heptaclor, HCB= Hexaclorobenceno.

Tabla III. Evaluación del método de extracción con limpieza ácida para pesticidas organoclorados.

Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$
opDDD	87	0.007	0.50
opDDE	86	0.009	0.72
opDDT	103	0.021	1.61
ppDDD	109	0.012	0.90
ppDDE	90	0.010	0.78
ppDDT	85	0.012	0.87
Heptaclor	82	0.016	1.19
H.E.	95	0.011	0.83
HCB	64	0.017	1.28
Lindano	82	0.016	1.19

REC= Porcentaje de recobro LDM= Limite de detección del método LD= Limite de Detección. Diez pesticidas se perdieron con este procedimiento o su recobro fue menor a 50%. H.E. =Epóxido de Heptaclor, HCB= Hexaclorobenceno.

Tabla IV. Evaluación del método de extracción con limpieza de columna para PCB's

Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$	Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$
PCB 8	89	0.016	1.24	PCB 105	92	0.013	0.97
PCB 28	87	0.032	2.39	PCB 114	93	0.014	1.08
PCB 37	90	0.011	0.84	PCB 118	93	0.013	1.01
PCB 44	90	0.014	1.09	PCB 126	91	0.018	1.39
PCB 49	87	0.031	2.34	PCB 128	92	0.013	1.02
PCB 52	88	0.026	1.98	PCB 138	93	0.012	0.93
PCB 60	91	0.014	1.03	PCB 153	92	0.035	2.66
PCB 66	94	0.031	2.34	PCB 156	92	0.012	0.92
PCB 70	91	0.012	0.88	PCB 158	93	0.013	1.00
PCB 74	91	0.012	0.91	PCB 166+187	91	0.016	1.22
PCB 77	91	0.013	0.95	PCB 169	86	0.016	1.20
PCB 81	96	0.050	3.81	PCB 170	92	0.015	1.17
PCB 82	92	0.016	1.22	PCB 179	90	0.035	2.69
PCB 87	89	0.011	0.84	PCB 180	93	0.012	0.88
PCB 99	92	0.012	0.93	PCB 183	94	0.010	0.72
PCB 101	92	0.011	0.85	PCB 189	91	0.008	0.59

REC= Porcentaje de recobro LDM= Limite de detección del método LD= Límite de Detección

Tabla V. Evaluación del método de extracción con limpieza ácida para PCB's

Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$	Analito	REC, %	LDM, $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$	LD, $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$
PCB 8	76	0.013	0.97	PCB 105	83	0.031	2.33
PCB 28	80	0.017	1.28	PCB 114	85	0.033	2.49
PCB 37	82	0.023	1.73	PCB 118	85	0.035	2.65
PCB 44	83	0.022	1.64	PCB 126	85	0.052	3.93
PCB 49	83	0.020	1.54	PCB 128	84	0.039	2.93
PCB 52	84	0.022	1.69	PCB 138	85	0.035	2.68
PCB 60	82	0.027	2.03	PCB 153	84	0.010	0.75
PCB 66	84	0.040	3.07	PCB 156	84	0.042	3.17
PCB 70	85	0.026	1.94	PCB 158	85	0.037	2.82
PCB 74	84	0.028	2.10	PCB 166+187	84	0.017	1.31
PCB 77	84	0.033	2.46	PCB 169	83	0.046	3.48
PCB 81	90	0.071	5.41	PCB 170	84	0.043	3.23
PCB 82	84	0.033	2.48	PCB 179	90	0.067	5.09
PCB 87	90	0.084	6.33	PCB 180	85	0.042	3.15
PCB 99	84	0.028	2.14	PCB 183	86	0.037	2.81
PCB 101	84	0.030	2.26	PCB 189	82	0.046	3.50

REC= Porcentaje de recobro LDM= Limite de detección del método LD= Límite de Detección

4. Análisis de Datos.

4.1. Obtención de la concentración del analito.

Las concentraciones de los analitos con base en el peso húmedo (ww) se calculó de la siguiente forma, de acuerdo a procedimientos convencionales (McNair 1981)

$$(8) Q = \frac{A_{muestra} * C_{es\ tan\ dar}}{A_{es\ tan\ dar}}$$

Donde:

A= Área del pico cromatográfico.

Q= Concentración parcial de la muestra inyectada ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$).

C= Concentración ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$).

$$(9) Q' = Q_{muestra} - Q_{blanco}$$

Donde:

Q'= Concentración parcial de la muestra menos la señal de la muestra blanco correspondiente ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$).

Antes de realizar las operaciones necesarias para obtener las concentraciones finales en base húmeda, se discriminó Q' usando como criterio el valor del límite de detección (LDM) en $\mu\text{g}/\text{ml}$ correspondiente para cada analito y para cada tratamiento. Todos aquellos valores por debajo de tal valor en este paso se reportaron como <LD.

$$(10) C_{ww} = \frac{Q' * V_i * L_t}{L_p * W_w * R} * 1000$$

Donde:

C_{ww} = Concentración con base en peso húmedo ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$).

V_i = Volumen del extracto de donde se inyectó la dosis (ml).

L_t = Masa de los lípidos totales en el tejido analizado (g).

L_p = Masa de los lípidos parciales del tejido analizado, tomando en cuenta lo perdido en la alícuota para determinación de lípidos (g).

W_w = Peso húmedo del tejido analizado (g).

R= Recobro correspondiente al analito y al método, expresado en decimales (80%= 0.8).

2.4.2. Análisis Estadístico.

Los valores reportados como “<límite de detección” (<LD) en cada muestra, fueron sustituidos por un valor aleatorio entre el límite de detección correspondiente a cada analito (ver tablas II a V) y 1/2 de LD (Travis & Land, 1990) para realizar los análisis estadísticos.

Por ser datos no paramétricos se realizó un análisis de Kruskal Wallis para determinar diferencias entre grupos múltiples independientes y una prueba de U de Mann Whitney para comparar entre dos muestras independientes. La hipótesis nula de igualdad entre grupos se rechazó cuando el valor de probabilidad (p) era menor a 0.05 (Hollander & Wolfe, 1973).

Los análisis estadísticos se corrieron en el programa StatSoft, Inc. (2001). STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

Al comparar la sumatoria de POC's entre tejidos solo se consideraron aquellos analitos resistentes al método de limpieza con ácido (ver tabla III) ya que de lo contrario no se compararían los mismos compuestos en los tejidos grasos (tratados con ácido) y los menos grasos (tratados con florisil). A esta sumatoria se le asignó el símbolo $\Sigma\text{POC's}^A$.

Toda vez que el tejido con más contaminantes fue el tejido adiposo (Fig. 4), se utilizó este tejido para comparar las concentraciones de contaminantes organoclorados entre especies, género y tamaño de las tortugas.

Un análisis de correlación lineal, se realizó en el programa Microsoft Excel 2000 analizando la medida recta del caparazón contra la sumatoria de analitos ya fuera de pesticidas o de PCB's en la grasa de cada especie. No se consideró una correlación lineal en los casos en los que r^2 era menor a 0.98.

RESULTADOS

1. Resultados Generales.

Se analizaron un total de 111 tejidos (27 de grasa, 27 de hígado, 28 de riñón y 29 de músculo) correspondientes a 30 tortugas diferentes. Diez tortugas de cada especie fueron elegidas para el análisis por tener el mayor número de tejidos disponibles, además de conocer su talla, sexo y lugar de procedencia (tablas VI, VII y VIII).

De las tortugas de la especie *C. caretta*, se analizaron 9 muestras de grasa, 9 de hígado, 9 de riñón y 9 de músculo. De *C. mydas* se analizaron 10 muestras de grasa, 10 de hígado, 10 de riñón y 10 de músculo y de la especie *L. olivacea* se analizaron 8 muestras de grasa, 8 de hígado, 9 de riñón y 10 de músculo.

Tabla VI. Datos generales de las tortugas *C. caretta* analizadas en este estudio.

ID	Sexo	Localidad	Largo recto del caparazón	Tejidos analizados
217	H	Bahía Magdalena	52	G, H, R, M
155	H	Bahía Magdalena	56	G, R, M
219	H	San Lázaro	60.23 ^a	H, R, M
216	H	Bahía Magdalena	62	G, H, R, M
214	H*	Bahía Magdalena	63.5	G, H, R, M
203	H	Bahía Magdalena	71	G, H, M
236	H	San Lázaro	78.16 ^a	G, H, R
149	M	San Lázaro	50.72 ^a	G, H, R, M
208	M	Bahía Magdalena	63	G, H, R, M
238	M	San Lázaro	70.32 ^a	G, H, R, M

ID= clave de la tortuga. G= grasa, H= hígado, R= riñón, M= músculo. *Determinado en campo. ^aMedida curva convertida a recta (Frazer & Ehrhart, 1983).

Tabla VII. Datos generales de las tortugas *C. mydas* analizadas en este estudio.

ID	Sexo	Localidad	Largo recto del caparazón	Tejidos analizados
227	H	Bahía Magdalena	49	G, H, R, M
117	H	Punta Abreojos	52.5	G, H, R, M
229	H	Bahía Magdalena	63	G, H, R, M
44	M	Bahía Magdalena	44	G, H, R, M
215	M*	Bahía Magdalena	45.5	G, H, R, M
228	M	Bahía Magdalena	46	G, H, R, M
152	M	Bahía Magdalena	47	G, H, R, M
67	M	Bahía Magdalena	55	G, H, R, M
231	M	Bahía Magdalena	63	G, H, R, M
209	M	San Lázaro	80	G, H, R, M

ID= clave de la tortuga. G= grasa, H= hígado, R= riñón, M= músculo. *Determinado por caracteres secundarios.

Tabla VIII. Datos generales de las tortugas *L. olivacea* analizadas en este estudio.

ID	Sexo	Localidad	Largo recto del caparazón	Tejidos analizados
146	¿?	Bahía Magdalena	64	G, M
218	H	San Lázaro	-	G, H, R, M
25	H	La Paz	56	G, H, R, M
212	H	Bahía Magdalena	58	G, H, R, M
148	H	San Lázaro	59 [#]	G, H, R, M
156	H	Bahía Magdalena	66	R, M
205	M	Bahía Magdalena	53	G, H, R, M
207	M	Bahía Magdalena	55	G, H, R, M
154	M	Bahía Magdalena	64	G, H, R, M
99	M*	Cabo San Lucas	61	H, R, M

ID= clave de la tortuga. G= grasa, H= hígado, R= riñón, M= músculo. *Determinado por caracteres secundarios. [#]Medida curva convertida a recta (Kelez com. pers.).

Las curvas de calibración con estándares resultaron con una r^2 igual o mayor a 0.99.

Para los analitos de POC's, los porcentajes de recobro van de 66 a 130 %, mientras que los límites de detección fluctuaron entre 0.34 y 3.1 ng·g⁻¹. (tablas II y III).

Para los congéneres de PCB's los porcentajes de recobro se encontraban entre el 76 y el 96 % y los límites de detección entre 0.59 y 6.33 ng·g⁻¹. (tablas IV y V).

Todos las concentraciones mencionadas en tablas y en el texto están representadas en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en base húmeda a menos que se indique lo contrario.

2. Pesticidas Organoclorados POC's.

2.1. Pesticidas encontrados.

Se detectaron 10 de los 20 analitos de pesticidas analizados (p,p'-DDT, p,p'-DDE, o,p'-DDD, α -Clordano, β -Clordano, *cis*-Nonaclor, Heptaclor, Hexaclorobenceno, Lindano, y Endosulfán I).

Los pesticidas con concentraciones más altas y con mayor incidencia en las tortugas fueron el DDT con una concentración promedio de $45.81 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en la grasa, y el clordano con una concentración promedio de $33.99 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en músculo de *C. caretta*; concentraciones más altas de este pesticida se esperarían en hígado y grasa, pero no fueron analizados en este tejido debido al método de limpieza en estos tejidos, a excepción de un hígado donde se encontró una concentración de $92.51 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (tabla IX).

Dentro de los metabolitos del DDT, el p,p'-DDE fue el que presentó las concentraciones más altas ($\mu=43.53 \text{ ng/g}$) y estuvo en todas las especies, mientras que el p,p'-DDT solo se detectó en la grasa de *C. caretta* ($\mu= 2.2.7 \text{ ng/g}$) y el metabolito o,p'-DDD solo se encontró en músculo de *C. mydas* y *L. olivacea* y en hígado de ésta última (tabla X).

TABLA IX. Promedio y rango de trazas de POC's ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$) en 3 especies de tortuga marina de Baja California Sur, México. NA = no analizado, ND = no detectado.

Especie	Tejido (n)	Clase de Contaminante	ΣDDT^a	ΣClor^b	Heptaclor ^c	Aldrin ^d	HCB ^e	Lindano	Endosulfan I	Endosulfan II
<i>C. mydas</i>	Grasa (10)		1.88 ND-13.74	NA	ND	NA	ND	ND	NA	NA
	Hígado (10)		ND	NA	ND	NA	16.64 ND-159.08	ND	NA	NA
	Riñón *(8)	(10)	3.45 ND-28.48	28.78* ND-57.68	2.57 ND-19.16	ND*	23.35 ND-228.84	ND	0.58* ND-1.82	ND*
	Músculo *(9)	(10)	13.71 ND-124.79	23.15* ND-55.76	ND	ND*	ND	ND	0.52* ND-1.59	ND*
<i>L. olivacea</i>	Grasa (8)		14.72 ND-19.72	NA	ND	NA	ND	ND	NA	NA
	Hígado (8)		0.37 ND-0.67	NA	1.24 ND-2.49	NA	15.27 ND-119.96	1.11 ND-2.90	NA	NA
	Riñón *(3)	(9)	ND	9.58* ND-24.64	1.54 ND-6.79	ND*	ND	ND	ND*	ND*
	Músculo (10)		0.90 ND-4.20	24.12 ND-137.81	ND	ND	ND	ND	0.77 ND-1.75	ND
<i>C. caretta</i>	Grasa (9)		45.81 ND-134.34	NA	ND	NA	ND	ND	NA	NA
	Hígado *(1)	(9)	3.38 ND-18.29	92.51*	ND	NA	ND	ND	2.98*	ND*
	Riñón *(8)	(9)	1.43 ND-7.79	24.02* ND-51.45	ND	ND*	1.52 ND-10.40	ND	1.02* ND-2.13	ND*
	Músculo (9)		ND	33.99 ND-139.35	ND	ND	ND	ND	1.36 ND-6.09	ND

^a ΣDDT = op DDT; op DDE; op DDD; pp DDT; pp DDE; pp DDE. ^b Σclor = α y β clordano; *cis* y *trans* Nonaclor; Oxyclordano;. ^c Heptaclor= Los datos representan Heptaclor ya que no se detectó Hepóxido de Heptaclor; ^d Por no ser detectados, los datos representan Aldrin, Dieldrin y Endrin; ^e HCB = Hexaclorobenceno; * El valor de n para este dato corresponde al segundo paréntesis en la columna de tejidos; NA= No analizado, analito degradado por procedimiento; ND= no detectado, valor por debajo del límite de detección (ver tablas II y III).

Los metabolitos del clordano no fueron analizados en los tejidos hepático y adiposo de las tortugas a excepción de un hígado de *C. caretta*. En músculo y riñón, se observa que *cis*-nonaclor es el metabolito más concentrado ($\mu= 26.15$ ng/g en riñón de *C. m.*) y se presenta en las tres especies, seguido de α -clordano ($\mu= 20.58$ ng/g en riñón de *C. c.*) y β -clordano ($\mu= 2.12$ ng/g en músculo de *C. c.*) también presentes en las tres especies. Mientras que *trans*-nonaclor y oxiclordano no se detectaron en ninguna muestra (tabla XI).

TABLA X. Promedio y rango de trazas de DDT y sus metabolitos encontrados en 3 especies de tortuga marina de Baja California Sur, México. Valores en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$

Especie	Tejido (n)	Clase de Contaminante							
		pp DDT	pp DDE	pp DDD	op DDT	op DDE	op DDD	Σ pp-DDT	Σ op-DDT
<i>C. mydas</i>	Grasa (10)	ND	1.88 ND-13.74	ND	ND	ND	ND	1.88 ND-13.74	ND
	Hígado (10)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Riñón (10)	ND	3.45 ND-28.48	ND	ND	ND	ND	3.45 ND-28.48	ND
	Músculo (10)	ND	ND	ND	ND	ND	13.71 ND-124.79	ND	13.71 ND-124.79
<i>L. olivacea</i>	Grasa (8)	ND	14.72 ND-19.72	ND	ND	ND	ND	14.72 ND-19.72	ND
	Hígado (8)	ND	ND	ND	ND	ND	0.37 ND-0.67	ND	0.37 ND-0.67
	Riñón (9)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Músculo (10)	ND	ND	ND	ND	ND	0.90 ND-4.20	ND	0.90 ND-4.20
<i>C. caretta</i>	Grasa (9)	2.27 ND-15.39	43.53 ND-118.95	ND	ND	ND	ND	45.81 ND-134.34	ND
	Hígado (9)	ND	3.38 ND-18.29	ND	ND	ND	ND	3.38 ND-18.29	ND
	Riñón (9)	ND	1.43 ND-7.79	ND	ND	ND	ND	1.43 ND-7.79	ND
	Músculo (9)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

NA= No analizado, analito degradado por procedimiento; ND= no detectado, valor por debajo del límite de detección (ver tablas II y III).

El heptaclor se encontró solamente en hígado y riñón de *L. olivacea* y en riñón de *C. mydas* en concentraciones muy pequeñas, mientras que su metabolito hepóxido no se encontró en ninguna muestra (tabla XI).

El hexaclorobenceno presentó las mayores concentraciones en riñón de *C. mydas* ($\mu= 23.35$ ng/g), pero también se encontró en hígado de *L. olivacea* y en riñón de *C. caretta* (tabla IX).

El lindano fue detectado solamente en el hígado de *L. olivacea* ($\mu= 1.11$ ng/g); mientras que endosulfán I, se detectó en todas las especies analizadas, aunque, al igual que los compuestos del clordano, solo se analizó en músculo y riñón. En promedio las

concentraciones más altas están en músculo ($\mu = 1.36$ ng/g), aunque en el único hígado analizado se registró 2.98 ng/g (tabla VII).

TABLA XI. Promedio y rango de trazas de organoclorados del grupo del clordano encontrados en 3 especies de tortuga marina de Baja California Sur, México. Concentraciones en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{ww}}$.

Especie	Tejido (n)	Clase de Contaminante						
		a Chlordane	b Chlordane	cis Nonachlor	trans Nonachlor	Oxychlor	Heptachlor	Heptachlor Epoxide
<i>C. mydas</i>	Grasa (10)	NA	NA	NA	NA	NA	ND	ND
	Hígado (10)	NA	NA	NA	NA	NA	ND	ND
	Riñón *(8)	2.63* ND-10.61	ND*	26.15* ND-56.07	ND*	ND*	2.57 ND-19.16	ND
	Músculo *(9)	4.64* ND-17.26	1.06* ND-3.38	17.44* ND-53.58	ND*	ND*	ND	ND
<i>L. olivacea</i>	Grasa (8)	NA	NA	NA	NA	NA	ND	ND
	Hígado (8)	NA	NA	NA	NA	NA	1.24 ND-2.49	ND
	Riñón *(3)	ND*	ND*	9.58* ND-24.64	ND*	ND*	1.54 ND-6.79	ND
	Músculo (10)	3.38 ND-11.43	0.96 ND-3.59	19.78 ND-135.65	ND	ND	ND	ND
<i>C. caretta</i>	Grasa (9)	NA	NA	NA	NA	NA	ND	ND
	Hígado *(1)	20.58*	ND*	71.93*	ND*	ND*	ND	ND
	Riñón *(8)	5.16* ND-13.20	ND*	18.87* ND-50.07	ND*	ND*	ND	ND
	Músculo (9)	11.24 ND-44.38	2.12 ND-8.33	20.63* ND-86.65	ND	ND	ND	ND

* El valor de n para este dato corresponde al segundo paréntesis en la columna de tejidos; NA= No analizado, analito degradado por procedimiento; ND= no detectado, valor por debajo del límite de detección (ver tablas II y III).

Tabla XII. Porcentaje de presencia de pesticidas organoclorados en tortugas marinas de Baja California Sur y sus tejidos analizados.

Pesticida	% en tortugas (n=30)	% en tejidos (n=111)	Pesticida*	% en tortugas (n=29)	% en tejidos (n=48)
pp' DDT	3	1	Oxichlordano	0	0
pp' DDE	57	18	Aldrin	0	0
pp' DDD	0	0	Dieldrin	0	0
op' DDT	0	0	Endrin	0	0
op' DDE	0	0	Endosulfan I	40	33
op' DDD	13	4	Endosulfan II	0	0
Heptacolor	10	3	α clordano	27	27
Heptachlor hepoxi	0	0	β clordano	23	15
Hexaclorobenceno	13	4	cis nonaclar	60	52
Lindano	3	1	Trans nonaclar	0	0

* El valor de n cambia para estos pesticidas por ser degradados en los tejidos tratados con ácido.

2.2. Diferencias entre tejidos.

Se observó diferencia significativa ($H_{3, N=111} = 43.3$ $p < 0.001$) entre tejidos al comparar la sumatoria de los POC's resistentes al trato con ácido ($\Sigma\text{POC's}^A$) (Fig. 4).

También se observa una diferencia significativa entre tejidos al comparar los diferentes analitos resistentes al trato con ácido que se detectaron en las muestras (tabla XIII).

Tabla XIII. Valor de p para los POC's (resistentes al ácido) entre tejidos, prueba de Kruskal-Wallis

Analito	$H_{3, N=111}$	Valor de p
p,p'-DDT	38.59174	<0.0001
p,p'-DDE	18.23733	0.0004
o,p'-DDD	30.35953	<0.0001
Heptaclor	3.766594	0.2878
HCB	41.91967	<0.0001
Lindano	59.41731	<0.0001

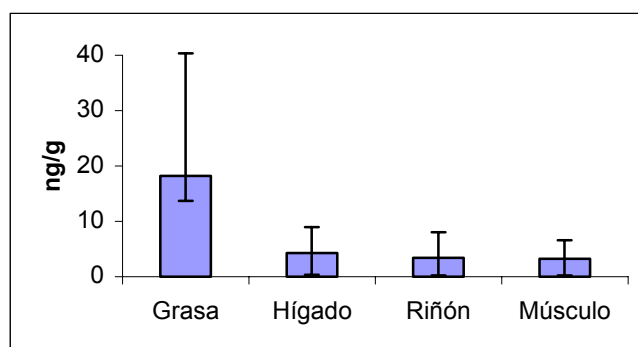


Figura 4. Mediana y percentiles (25%, 75%) de $\Sigma\text{POC's}^A$ en tejidos de tortuga marina.

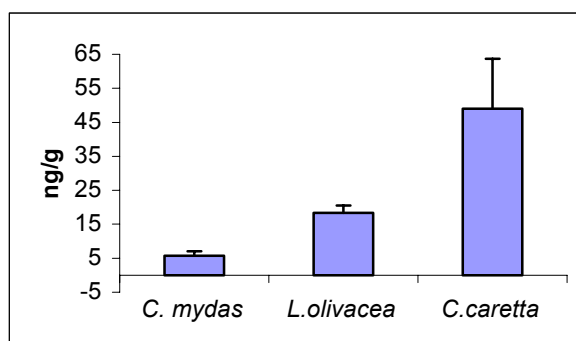
Al comparar los tejidos por pares, se observa que todos son diferentes entre sí (tabla XIV). Con base en el valor de probabilidad, se observa que la grasa es el tejido más disímil a los demás, mientras que entre músculo y riñón, y entre riñón e hígado, se asemejan un poco más entre sí.

Tabla XIV. Probabilidad de igualdad en Σ POC's estables al ácido entre tejidos U de Mann Whitney

	Grasa	Hígado	Riñón
Hígado	0.00013		
Riñón	0.00005	0.03242	
Músculo	<0.0001	<0.0001	0.03509

2.3. Diferencias entre especies.

Se encontró una diferencia significativa ($H_{2, N=27} = 14.42$ $p = .0007$) al comparar la sumatoria de los POC's resistentes al trato con ácido (Σ POC's^A) en la grasa de las tres especies de tortugas analizadas (Fig.5). Aunque es evidente que en *C. caretta* se encuentran las concentraciones de pesticidas más altas, en realidad no se encontró una diferencia significativa entre ésta especie y *L. olivacea*, mientras que *C. mydas* difiere significativamente de las otras dos por presentar las concentraciones más bajas (Tabla XV y Fig. 5). Esto coincide con el porcentaje de tortugas afectadas por POC's que es de 88% para *L.o.* y 89 % para *C.c.*, mientras que para *C.m.* es de tan solo 10% (Fig. 6).

**Figura 5.** Promedio y e.e de la Σ POC's^A en grasa de tortuga marina**Tabla XV.** Probabilidad de igualdad en Σ POC's^A en grasa de 3 especies de tortuga

	U de Mann Whitney	
	<i>C. caretta</i>	<i>C. mydas</i>
<i>C. mydas</i>	0.00041	
<i>L. olivacea</i>	0.13879	0.00206

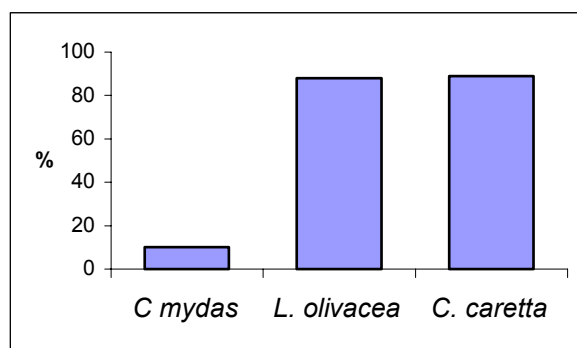


Figura 6. Porcentaje de tortugas con al menos un POC en grasa.

Esta diferencia entre especies se debe principalmente al metabolito p,p'-DDE que presenta la única diferencia significativa entre las tres especies al analizar cada analito encontrado en la grasa (tabla XVI); al igual que en el análisis de Σ POC's^A, el p,p'-DDE solo presenta diferencia significativa entre la *C. mydas* que presenta la menor concentración y las otras dos especies pero no hay diferencia significativa entre *L. olivacea* y *C. caretta* (tabla XVII).

Tabla XVI Valor de p para los analitos resistentes al ácido entre grasa de las 3 especies, prueba de Kruskal-Wallis

Analito	H _{2, N=27}	Valor de p
p,p'-DDT	2.8846	0.2364
p,p'-DDE	16.8376	0.0002
o,p'-DDD	1.0161	0.6016
Heptaclor	0.2731	0.8724
HCB	2.2199	0.3296
Lindano	5.2197	0.0735

Tabla XVII. Probabilidad de igualdad en o,p'-DDE en grasa de 3 especies de tortuga U de Mann Whitney

	<i>C. caretta</i>	<i>C. mydas</i>
<i>C. mydas</i>	0.00026	
<i>L. olivacea</i>	0.16717	0.00009

Debido a las concentraciones relativamente altas del clordano, se realizó una comparación entre especies de la Σ clordano en músculo y riñón (únicos tejidos donde fue analizado este pesticida). No se encontró diferencia significativa entre las tres especies de tortuga en ninguno de estos tejidos ($H_{2N=19}= 1.93$; $p= 0.38$ en riñón y $H_{2N=28}= 4.14$; $p= 0.13$ en músculo). Sin embargo, *C. mydas* presenta en promedio la concentración más alta en riñón (tabla IX) y el porcentaje de tortugas de esta especie, afectadas por los compuestos del clordano es mayor al de las otras dos especies en ambos tejidos (Figura 7).

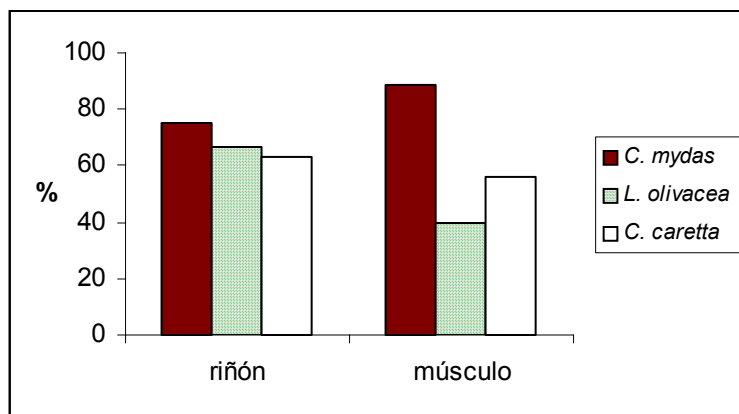


Figura 7. Porcentaje de tortugas de tres especies con evidencias de clordano en riñón y músculo.

2.4. Diferencias entre género.

Se encontró una diferencia marginalmente significativa entre hembras y machos al comparar Σ POC's^A en la grasa de las tres especies. ($U_{N1=13, N2=13}= 47.5$ $p= 0.05681$) (Fig. 8). Analizando por separado en el o,p'-DDE ($U_{N1=13, N2=13}= 39.5$ $p= 0.01910$), y el heptaclor ($U_{N1=13, N2=13}= 45.5$ $p= 0.04412$) se observa que en las hembras hay una concentración significativamente mayor que en machos; por otro lado se observa que HCB ($U_{N1=13, N2=13}= 17$ $p= 0.00023$) es significativamente mayor en machos que en hembras. En compuestos como

el DDD la diferencia también es marginalmente significativa, ($U_{N1=13, N2=13} = 46, p = 0.05014$), siendo la concentración más alta en hembras (Figs. 9 y 10).

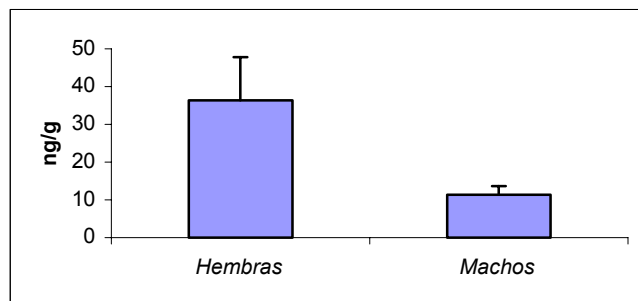


Figura 8. Media y error estándar de Σ POC's^A entre sexos de tortuga marina

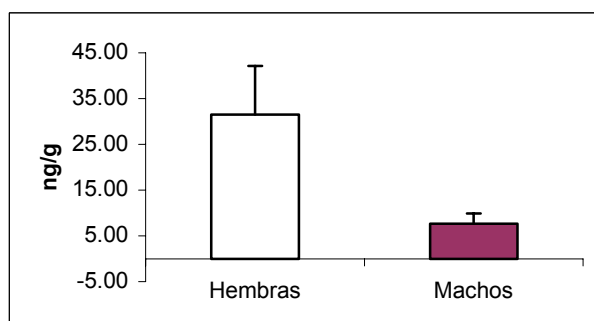


Figura 9. Media y error estándar de o,p'-DDE en tejidos de tortuga marina

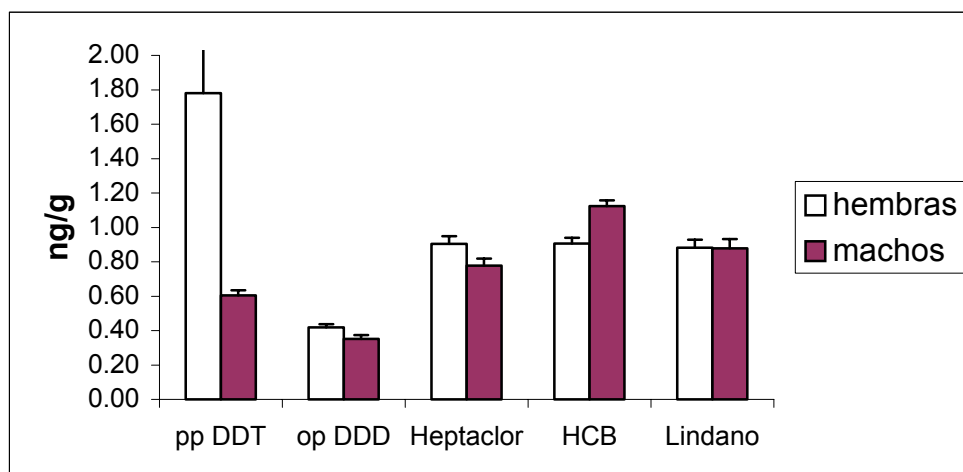


Figura 10. Media y error estándar de algunos organoclorados entre sexos de tortuga marina .

2.5. Correlación con el tamaño.

No se encontró una correlación lineal entre el tamaño del caparazón de las tortugas y la Σ POC's^A en la grasa de ninguna de las tres especies (*C.m.* $r^2= 0.05$; *L.o.* $r^2= 0.18$; *C.c.* $r^2= 0.33$). Tampoco se encontró correlación al hacer el análisis por analitos separados. Es decir, no parece existir una relación de la presencia de estos compuestos con la talla (edad) de las tortugas.

2.6. Comparación entre zonas de colecta.

Al comparar la suma de POC's entre las zonas de colecta para cada especie, se encontró que las únicas muestras de grasa de *C. mydas* de Punta Abreojos y San Lázaro no difieren mucho del promedio obtenido para las muestras colectadas de Bahía Magdalena (Fig. 11). En cambio la única muestra de la Paz para *L. olivacea*, tiene una concentración de POC's considerablemente menor a las tortugas de Bahía Magdalena y San Lázaro (Fig. 12). La muestra de Cabo San Lucas no se comparó porque no obtuvimos grasa.

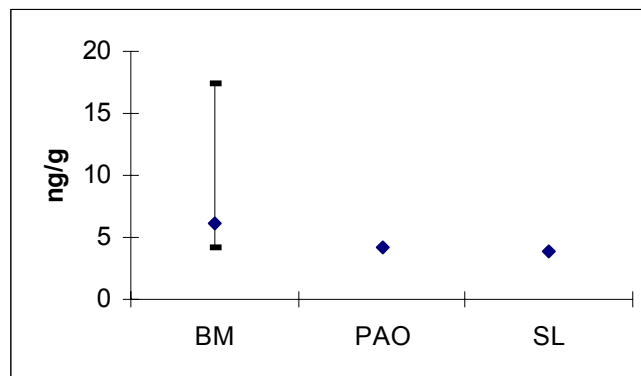


Figura 11. Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de *C. mydas* entre zonas de colecta. BM= Bahía Magdalena (n=8); PAO= Punta Abreojos (n=1); SL= San Lázaro (n=1)

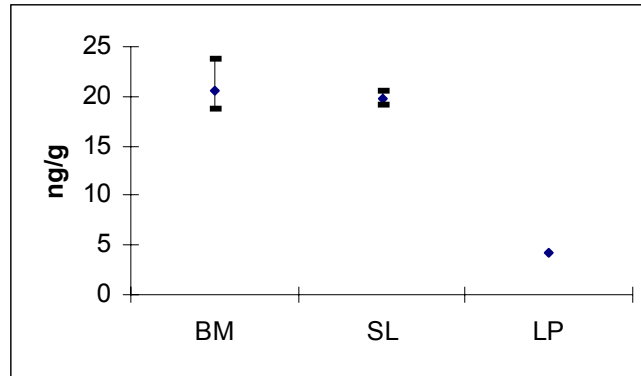


Figura 12. Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de *L. olivacea* entre zonas de colecta. BM= Bahía Magdalena (n=5); SL= San Lázaro (n=2); LP= La Paz (n=1).

Para *C. caretta*, solo se obtuvieron muestras de Bahía Magdalena y San Lázaro. Entre ellas no se observa diferencia significativa entre las concentraciones de POC's ($U_{N1=6, N2=3}=8$; $p=0.9$) (Fig. 13).

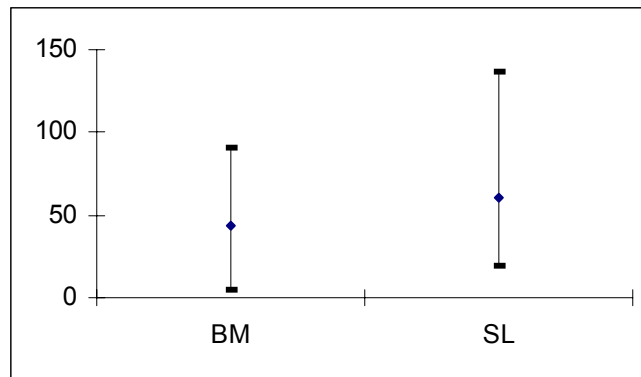


Figura 13. Promedio y rango de la Σ POC's en grasa de *C. caretta* entre zonas de colecta. BM= Bahía Magdalena (n=6); SL= San Lázaro (n=3).

2.7. Comparación con otros estudios.

Para evaluar la situación de las tortugas de Baja California Sur en un contexto global en cuanto a los contaminantes organoclorados que presentan se compararon los datos de este estudio con los POC's más comúnmente reportados en el tejido adiposo para tortugas en otras partes del mundo (Tabla XVIII).

Las concentraciones de Σ DDT, en las tortugas del Pacífico están de una a dos ordenes de magnitud por debajo de las concentraciones reportadas para las tortugas del Atlántico y del Mediterráneo. Sin embargo, aún las concentraciones en músculo de clordano en las tortugas de Baja California Sur, son superiores a las reportadas en grasa de las tortugas del Atlántico y el Mediterráneo. El músculo fue tabulado porque en hígado y grasa de este estudio los compuestos del clordano se degradaron por el procedimiento con ácido.

3. Bifenilos Policlorados PCB's.

No se encontró evidencia de ninguno de los 33 congéneres de PCB en las muestras analizadas. Los límites de detección se encontraban entre 0.59 y 3.81 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ para el método con limpieza con florisil, y entre 0.75 y 6.33 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ para la limpieza con ácido; mientras que los porcentajes de recobro fluctuaron entre 86 y 96 %, y entre 76 y 90 % para las limpiezas con florisil y ácido respectivamente (tablas IV y V).

TABLA XVIII. Comparación de los rangos de concentración y promedio ± 1 DS ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ww) de los POC's más comunes en grasa de tortugas marinas en el mundo.

Especie	Lugar	$\Sigma\text{DDT}^{\text{a}}$	p,p'-DDE	Dieldrín	Clordano ^b	n	Fecha
<i>L. kempii</i>	NY, Atlántico ¹	454 \pm 298	386 \pm 250	NR	NR	7	1985
	NY, Atlántico ¹	261 \pm 176	232 \pm 157	NR	NR	6	1989
	VA/NC, Atlántico ²	288 \pm 48 236 - 322	176 \pm 98.2 95.7 - 292	NR	NR	3	1991
<i>C. caretta</i>	VA/NC, Atlántico ²	121 \pm 239 28.9 - 1224	108 \pm 266 2.86 - 1210	NR	NR	20	1991
	Mediterraneo ³	508 \pm 152 391 - 739	491 \pm 173 376 - 705	4.7 \pm 3.1 <1.8 - 9.2	17.7 \pm 11.6 12 - 33	3	1994-95
	BCS, Pacífico ⁵	45.8 \pm 44.3 <0.3 - 134.3	43.53 \pm 40.7 <0.8 - 118.9	ND <0.6	34 \pm 49.9* <0.5 - 139.3	9	2001-03
<i>C. mydas</i>	Mediterraneo ³	9.4 \pm 8.2 3.3 - 23	6.5 \pm 8.7 2.4 - 19	2.7 \pm 0.7 <1.9 - 3.5	ND <1.9 - <3.2	3	1995-96
	Hawaii, Pacífico ⁴	ND <0.1 - <0.1	ND <0.1	ND <0.02	ND <0.02 - <0.25	12	1994
	BCS, Pacífico ⁵	1.9 \pm 4.2 <0.3 - 13.7	1.9 \pm 4.2 <0.8 - 13.7	ND <0.6	23.1 \pm 14.3* <0.5 - 53.6	10	2001-03
<i>D. coriacea</i>	Reino Unido ³	28.5 14-58	24 10 - 57	15.7 13 - 19	16.2 12 - 22	2	1993-95
<i>L. olivacea</i>	BCS, Pacífico ⁵	14.72 \pm 5.82 <0.3 - 19.7	14.72 \pm 5.82 0.8 - 19.7	ND <0.6	24.12 \pm 44.15* <0.5 - 135.6	8	2001-03

¹Lake *et al.* 1994; ²Rybitski *et al.* 1995; ³Mckenzie *et al.* 1999; ⁴Aguirre *et al.* 1994; ⁵Presente estudio; ^a ΣDDT = o,p'-DDT; o,p'-DDE; o,p'-DDD; p,p'-DDT; p,p'-DDE; p,p'-DDE (en ¹ solo isómeros p,p'); ^b Clordano; en ³ = α y γ clordano; *trans* nonaclor; oxyclordano; heptaclor, epóxido de heptaclor; en ⁴ = clordano; γ clordano; oxyclordano; heptaclor, epóxido de heptaclor; en ⁵ = α y β clordano; *cis* y *trans* nonaclor; oxyclordano; heptaclor y epóxido de heptaclor)*datos de músculo; NR= No reportado; ND= no detectado, valor por debajo del límite de detección.

DISCUSIÓN.

1. Contaminantes encontrados.

Al igual que en otros estudios con vertebrados, el tejido adiposo contiene la mayor concentración de contaminantes organoclorados debido al carácter lipofílico de estos compuestos. Sin embargo, el análisis de otros tejidos como hígado, riñón y músculo fueron muy útiles para identificar aquellos compuestos que se degradaron en el procedimiento con ácido utilizado en el tejido adiposo o bien que debido a las diferencias de polaridad entre los diferentes grupos de organoclorados, originaron que algunas formas se acumularan preferentemente en otros tejidos.

No se encontró la presencia de ninguno de los 32 congéneres de PCB analizados en este estudio, mientras que de los pesticidas los únicos que destacan por sus concentraciones y predominancia en las tortugas fueron el grupo del DDT, los compuestos del clordano y el hexaclorobenceno.

1.1 Pesticidas organoclorados.

En este estudio se observó que en promedio, el pesticida más concentrado es el **DDT** en grasa de *C. caretta*. De los 6 metabolitos analizados de este insecticida, el p,p'-DDE destaca por ser predominante en las muestras analizadas y poseer las concentraciones más elevadas. Esto coincide con lo encontrado por otros autores (Lake *et al.*, 1994; McKenzie *et al.*, 1999). La predominancia del metabolito p,p'-DDE nos indica que la exposición a este pesticida en su forma comercial no es muy reciente, tomando en cuenta que se ha calculado que el DDT puede tomar entre 10 a 20 años en desaparecer por completo, convirtiéndose principalmente en DDE que es su metabolito más común, y es también el más tóxico y persistente (Smith, 1991). Por lo tanto, identificar la fuente de esta contaminación resulta

complicado ya que puede ser el resultado de una exposición trans-generacional, por medio de las madres vía vitelogénesis (Colborn *et al.* 1993; Jiménez-Castro *et al.* 1995) y/o ser el resultado de la bioacumulación a través de la cadena trófica de la región de Baja California. Aunque la agricultura en Baja California no es muy desarrollada, los efectos en vida silvestre en las costas de Baja California debido a desechos de DDT originados en una planta manufacturera en Los Angeles, California, han sido bien documentado (Blus, 2003). Además de 20 años de su prohibición en USA y su restricción en México, el DDT, en su forma de DDE, puede haber sido transportado por las corrientes y surgencias marinas de la costa de Baja California y permanecer en la red trófica.

Independientemente de su origen, la presencia del DDE en los tejidos de las tortugas marinas y en particular en las tortugas jóvenes como son todas las *C. caretta* de Baja California, preocupa por los efectos en la reproducción que este contaminante les puede provocar. Además de sus efectos cancerígenos, fetotóxicos, y en el sistema inmune (Gillette, 2000; Diaz-Barriga, 2003); Se ha comprobado que el DDE compite por los receptores de estrógenos y se le ha relacionado con la capacidad de bloquear los receptores celulares de andrógenos (las hormonas masculinas), dificultando su acción, lo que se traduce en un efecto antiandrogénico, antimasculinizante (Smith, 1991; Gillette 2000) y por lo tanto provoca la infertilidad (Smith, 1991; Diaz-Barriga, 2003). Los lagartos machos de la zona del lago Apopka, en Florida, debido a fumigaciones realizadas en el pasado, poseen altos niveles de DDE y entre otras anomalías se ha comprobado que sus penes son extremadamente pequeños (Gillette *et al.*, 1994). En el caso de las aves, los efectos más espectaculares se han registrado por exposición al DDE y el efecto más notorio ha sido el adelgazamiento del cascarón, sobre todo de los huevos de las aves de presa (Fry, 1995).

Aunque las concentraciones de DDT encontradas en las tortugas de Baja California son hasta de una orden de magnitud comparadas con las tortugas del mediterráneo y el Atlántico. No se hay estudios que evalúen la concentración a la que se presentan efectos en tortugas marinas. Se sabe que en las concentraciones encontradas en huevos de lagarto del lago Apopoka de alrededor de 8.87 $\mu\text{g}/\text{ml}$ (18 μM) de DDE desplaza en un 9% al 17 β estradiol del receptor de estrógeno y que este efecto es aditivo con otros compuestos como el clordano.

Algunos estudios se han llevado a cabo en los huevos para evaluar la influencia del DDE en la diferenciación sexual de las crías y para evaluar la capacidad de metabolizar estos compuestos por el embrión. En ellos se ha encontrado que los huevos tratados con menos de 543 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de DDE producen crías aparentemente sanas (Podreka *et al.*, 1998) y que la concentración de DDE no declina significativamente en los huevos en periodos de 43 a 52 días de incubación como se había publicado anteriormente (Clark & Krynitski 1985). Muchos de estos estudios necesitan ser reevaluados como lo demostró Clark & Krynitski (1985) y en estudios como el de Podreka *et al.* (1998) es necesario tomar en consideración un control negativo de referencia y exposiciones no solamente puntuales en una etapa del huevo, y hacer más investigaciones a exposiciones crónicas en adultos y subadultos con sus posibles consecuencias reproductivas (Keller *et al.* 2003).

El segundo grupo en importancia encontrado en las tres especies analizadas, es el del *clordano*. Este pesticida alcanzó concentraciones en promedio de hasta 34 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, aún cuando los metabolitos de este pesticida fueron analizados solo en riñón y músculo, por lo que se esperaría que al poderlos analizar en hígado y grasa, las concentraciones de este pesticida fueran superiores a las del DDT. Más aún, la concentración de Σ clordano podría

incrementarse si se considera al heptaclor como un metabolito del clordano. Sin embargo en este análisis se consideró aparte por dos razones. La primera, es que a diferencia del resto de los metabolitos del clordano, el heptaclor y el epóxido de heptaclor no se degradaron con el trato con ácido y pudieron ser analizados en hígado y grasa. Y la segunda, es que éste compuesto también fue producido como insecticida independiente, por lo que es difícil establecer si su presencia se debe a una exposición del insecticida clordano.

La dificultad para evaluar la presencia del clordano radica en la gran cantidad de isómeros que constituyen a este pesticida y a que diferentes autores analizan un número diferente de ellos (Pug & Becker, 2001). Sin embargo, se pueden resaltar tres observaciones principalmente al comparar los resultados de este trabajo con lo publicado para tortugas marinas del Atlántico y Mediterráneo (Mckenzie *et al.*, 1990; Lake *et al.*, 1994; Aguirre *et al.* 1994; Rybtski *et al.*, 1995): 1) Las concentraciones de Σ clordano en *C. caretta* de BCS son hasta el doble en comparación con las correspondientes del mediterráneo, mientras que las concentraciones en *C. mydas* alcanzan niveles muy por arriba del límite de detección en BCS a diferencia de las *C. mydas* de Hawai o el Mediterráneo, y en promedio son casi tan altas como las de *L. olivacea* en este estudio. 2) En el Mediterráneo reportan al metabolito oxiclordano como predominante. Este metabolito destaca por ser altamente tóxico, a diferencia del *cis*-nonaclor que se encontró como metabolito predominante en BCS y que es ligeramente tóxico; y 3) A diferencia del Mediterráneo y el Atlántico, en las tortugas de BCS el clordano en su isómero α presentó las concentraciones más altas después del *cis*-nonaclor. La presencia del compuesto original α clordano no sólo es de consideración por su alta toxicidad, sino que nos indica una exposición relativamente reciente al pesticida a pesar de estar prohibido en México (Smith, 1991; Barrera, *et al.*, 2002).

En campo, la persistencia del clordano es de aproximadamente 10 años, pudiendo permanecer hasta por 20 años en algunos casos (Barrera *et al.* 2002; CCA, 2003), pero su tiempo estimado de vida media en un organismo es de 1 a 3 meses (Smith, 1991). Aunque desde la década de los 80's se prohibieron la mayoría de las aplicaciones del clordano, México continuó importando clordano de Estados Unidos hasta la década de los 90's. Entre 1992 y 1996, se importaron 212.8 toneladas de clordano a territorio mexicano y se prohibió hasta 1998 (CCA, 2003). A menos de 10 años de la última importación de clordano a México, es posible que lo que se observa en los tejidos de tortugas de Baja California Sur sea producto de las reminiscencias de esas 212 toneladas, pero es necesario continuar con el monitoreo de este contaminante en el medio ambiente ya que no queda claro cual fue el destino de los últimos reservas de clordano fabricados e importados.

Como se demostró en este trabajo las tortugas marinas de Baja California están expuestas a este contaminante en forma reciente (del orden de algunos meses), la predominancia del compuesto original α -clordano nos indica que el compuesto aún puede permanecer mucho tiempo en el ambiente. Debido a la persistencia del clordano, y en particular de su metabolito oxiclordano, las tortugas marinas pueden seguir expuestas a dosis crónicas por medio de la red trófica, por lo que es importante evaluar los efectos de estos compuestos en las tortugas marinas y realizar investigaciones encaminadas a mitigar sus efectos en la fauna silvestre. Estudios en peces marinos han demostrado que concentraciones mayores a 0.8 $\mu\text{g/l}$, disminuyen significativamente el éxito de eclosión de las crías de peces expuestos a clordano (Parrish *et al.* 1978). Esta concentración esta muy por debajo de las encontradas en las tortugas en este estudio por lo que sus efectos deben ser evaluados.

El *hexaclorobenceno*, se encontró en el 13 % de las tortugas estudiadas. Y se detectó en las tres especies de tortuga marina. Las concentraciones en las que se encontró están entre las más altas encontradas en este trabajo, alcanzando valores de hasta 228.8 ng•g⁻¹. Este compuesto es el más tóxico de los del grupo del clorobenceno y no había sido detectado anteriormente en ningún tejido de tortuga marina excepto por un trabajo previo de nuestro laboratorio (Gardner *et al.*, 2003).

En este estudio se observó una tendencia a acumularse en hígado y riñón. Los efectos más adversos de este compuesto ocurren precisamente en hígado y riñón causando trastornos hepáticos y renales, problemas en la reproducción y alto riesgo de cáncer (Patnaik, 1992). Aunque la toxicidad aguda de este compuesto es moderada (LD₅₀= 2600 mg/kg en conejos) se ha comprobado que dosis pequeñas pero repetidas de hexaclorobenceno pueden causar problemas reproductivos en monos (Patnaik, 1992; Bourque *et al.*, 1995). Las concentraciones encontradas en las tortugas de BCS parecen no ser tan elevadas como para causar un efecto agudo. Sin embargo, son lo suficientemente altas para evaluar el posible efecto crónico en las tortugas cuando el HCB se incorpore al metabolismo por medio del movimiento de las grasas de reserva.

1.2 Bifenilos policlorados PCB's.

A pesar de que los límites de detección, así como los porcentajes de recobro para los congéneres de PCB obtenidos en este estudio son tan buenos y en ocasiones mejores que los de otros estudios donde se han encontrado trazas de PCB en otras partes del mundo, en las muestras analizadas en este estudio no se encontró evidencia de ninguno de los 32 congéneres de PCB analizados. Esto incluye aquellos considerados como los más representativos en la mayoría de estudios con tortuga marina realizados en el Atlántico y el

Mediterráneo (PCB's 153, 138, 118, 187 y 180) (Corsolini *et al.* 2000; Pugh & Becker 2001). Con base en estos resultados, se podría considerar que en comparación con el Atlántico y el Mediterráneo, tanto Hawai (Aguirre *et al.*, 1999) como Baja California Sur (este estudio) son zonas de bajo impacto industrial, y que la presencia de PCB's no es un factor común en las tortugas que habitan sus aguas.

Sin embargo, en el estudio previo a este trabajo se encontraron 12 de 20 congéneres analizados en tejidos de 9 tortugas marinas, en su mayoría *C. mydas*, provenientes de las costas de Baja California (Σ PCB entre ND y 49.5 ng.g⁻¹_{ww} en grasa de *C. mydas*) (Gardner *et al.* 2003), mientras que en este trabajo no se detectó ninguno a pesar de haber analizado 9 de los 12 congéneres encontrados y tener límites de detección similares a los obtenidos en el 2003.

Gran parte del tiempo en laboratorio de este trabajo se invirtió en asegurar una buena estandarización del método y obtener porcentajes de recobro y límites de detección que nos permitieran encontrar las concentraciones reportadas en el estudio previo del 2003. Aunque en un principio, en este estudio, los resultados del cromatógrafo parecían mostrar señales para algunos congéneres de PCB, al realizar una minuciosa revisión de los cromatogramas se observó que se estaban integrando dos señales con tiempos de retención muy aproximados y la señal del pico más cercano al estándar no correspondía, en ningún caso, con un área que nos diera como resultado una concentración mayor al límite de detección. Es difícil explicar estos resultados pero puede deberse a un error en alguno de los dos métodos utilizados.

Los datos obtenidos en Gardner *et al.* 2003, son el resultado de un método estrictamente apegado a los lineamientos de EPA y realizado en los laboratorios de dicha

institución. Las muestras fueron analizadas con columnas de diferente polaridad, lo que ayuda a confirmar su identidad con respecto a un estándar. Sin embargo, también tendrían que ser confirmados para poder entender porque un congénere (PCB 18) con un bajo factor de bioconcentración y K_{ow} es dominante sobre otros congéneres con índices de bioconcentración y K_{ow} más elevados y reportados más como dominantes en otras tortugas marinas como el PCB 153, o porque no se detectan PCB's en grasa de *C. caretta* y si en músculo, riñón e hígado.

Debido a la disparidad en los resultados entre el estudio preliminar (Gardner *et al.* 2003) y el presente trabajo, y lo expuesto anteriormente, se hace necesario corroborar los resultados con otras técnicas como la espectrometría de masas, que nos permita tener la certeza de que las señales evaluadas son PCB's, además de optimizar las concentraciones de PCB's aumentando la cantidad de tejido, con el fin de poder detectar y evaluar fácilmente la presencia de estos compuestos en concentraciones muy pequeñas.

2. Distribución de los POC's en las tortugas

2.1 Diferencias entre zonas de colecta.

No parece haber diferencia entre las concentraciones de Σ POC's entre las diferentes localidades de colecta a excepción de la única muestra de *L. olivacea* procedente de Bahía de la Paz, la cual presenta concentraciones muy bajas de POC's en grasa. *L. olivacea* es la especie que tiene menos apego por un área determinada y se considera nómada en todo el Pacífico oriental (NMFS & USFWS, 1998c), por lo que es más probable que esta diferencia se deba al bajo número de muestras en Bahía de la Paz (n=1) y no a que esta especie permanezca en dicha localidad y cumule contaminantes diferencialmente en esta zona. Se

propone por ello un estudio enfocado a determinar si existe una diferencia real entre los dos litorales de Baja California, incluyendo análisis de sedimentos y/o moluscos.

Bahía Magdalena, que es de donde más muestras se tienen, no es significativamente diferente con el otro sitio de colecta para *C. caretta*, ni parece serlo en las otras dos especies. Las concentraciones de contaminantes en tortugas de otras localidades caen dentro del rango de Bahía Magdalena o muy cerca del promedio.

Aunque el análisis por localidades no forma parte de los objetivos de este estudio; se consideró necesaria la comparación, debido a que el número de muestras que se lograron coleccionar en cada localidad no es homogéneo. Sin embargo, este trabajo pretende ser un punto de partida otorgando una visión general de los contaminantes organoclorados en las tortugas de la región de Baja California Sur.

2.2 Diferencias entre especies.

Se encontró que la especie con concentraciones de POC's más elevados fue *C. caretta* seguida de *L. olivacea*, aunque no se encontró diferencia significativa entre estas dos especies. Pese a que ambas especies incluyen una dieta carnívora en su régimen alimenticio, estas dos especies contrastan en otros aspectos. Mientras que *L.o.* es generalista en su alimentación y tiene un movimiento errante en el Pacífico oriental (NMFS & USFWS, 1998c; Bjornal 1996) por lo tanto exponiéndose a diversas fuentes potenciales de contaminación a lo largo de la costa. *C. caretta.* es altamente específica en su dieta frente a las costas de Baja California donde se mantiene alimentándose en las zonas de surgencia, sobre la corriente de California (NMFS& USFWS, 1998b; Márquez, 1990). Esto hace blanco a *C. caretta* de la acumulación de contaminantes organoclorados que podrían estar en la red trófica de la región, como consecuencia los desechos arrojados al mar en las costas de

California antes de su prohibición (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1998). Es altamente probable que la exposición a los POC's en esta especie sean en las costas de Baja California ya que difícilmente las concentraciones encontradas se explicarían por una contaminación transgeneracional, es decir de la madre a la cría por medio de la vitelogénesis (Colborn *et al.*, 1993), o por contaminación en Japón ya que solamente realiza una migración transoceánica en su vida antes de llegar a Baja California, donde permanece hasta regresar como adulto a Japón y permanecer en esa área (Nichols *et al.*, 2000a; Bowen *et al.*, 1995).

Por lo anterior es de particular interés los efectos que puedan tener este tipo de contaminantes en la *C. caretta*, no solo por ser la especie con concentraciones más altas, sino por tratarse de una población estrictamente de juveniles (Nichols *et al.*, 2000a), que está expuesta a contaminantes endocrino-alterantes en su transición hacia una madurez sexual. Los posibles efectos en el desarrollo sexual de estos organismos puede afectar el éxito reproductivo de la población, reduciendo con ellos resultados producto de los esfuerzos de conservación que se realizan.

En contraste, *L. olivacea* es la única especie de tortuga marina que ha mostrado signos de recuperación en México (Márquez *et al.*, 1996), a pesar de que ha sido expuesta a la explotación más intensa en las pesquerías durante los 60's (Cornejo & Felger, 1982). Ya denotamos que los niveles de contaminantes encontrados en este trabajo para esta especie son moderadamente altos en comparación con las otras dos especies analizadas. Aunque, sus hábitos generalistas y su estrategia de reproducción pueden haber sido aspectos importantes en esta recuperación, nada se sabe sobre su capacidad metabólica ante el estrés por contaminantes. Este es un campo que debe ser evaluado ya que a pesar de los niveles de contaminación sus poblaciones si se han recuperado.

Finalmente, la especie *C. mydas* presentó concentraciones significativamente menores de contaminantes organoclorados en grasa con respecto a las otras dos especies analizadas. Sin embargo, las concentraciones promedio de Σ clordano y HCB en riñón son más altas en *C. mydas* que en las otras dos especies. Es necesario analizar los compuestos del clordano en la grasa de estos organismos para poder comparar las tendencias de acumulación de este grupo de pesticidas. Debido a que *C. mydas* es la especie más costera de las tres, los resultados parecen indicar que la fuente de contaminación proviene de la península de Baja California o Michoacán. Es importante determinar si esta presencia se ha debido al uso legal del mismo, aunque restringido hasta hace menos de 10 años en México o bien por el uso del pesticida proveniente del mercado negro. Con ello se podrían tomar medidas para su control.

El patrón de distribución de POC's entre especies de tortuga marina encontrado en este estudio coincide con el del Atlántico y el Mediterráneo (Pug & Becker, 2001), siendo la especie más contaminada *C. caretta* y la menos contaminada *C. mydas*. Entre estas especies queda *L. kempii* en el Atlántico y *L. olivacea* en el Pacífico. En general las concentraciones de contaminantes clorados en tortugas marinas es menor en el Pacífico que en el Atlántico o el mediterráneo, pero es necesario aclarar que la mayoría de los trabajos en éstos últimos se realizaron hace aproximadamente 10 años, y aún así las concentraciones de clordano en las tortugas del Pacífico son mayores. No obstante, el esfuerzo en el monitoreo de POP's en las tortugas marinas entre ambas cuencas oceánicas no es equiparable, y ahí radica la importancia de este trabajo al ser pionero en este tipo de estudios en el litoral del Pacífico oriental.

2.3 Diferencias entre género.

Aunque es común que las hembras tengan menor concentración de contaminantes por la pérdida de los mismos por medio de la lactancia en los mamíferos, o la vitelogénesis en aves y reptiles, en este trabajo no se encontró una diferencia significativa entre sexos al comparar la sumatoria de organoclorados, pero si se encontró una tendencia de algunos metabolitos por acumularse más en las hembras.

Considerando el tamaño de los individuos, es posible que las hembras de *L. olivacea* y *C. mydas* sean inmaduras, y se sabe asimismo que los individuos de *C. caretta* que habitan la costa de Baja California son todos inmaduros (Nichols *et al.* 2000a; Bowen *et al.* 1995). Sin embargo el tamaño no es un buen indicador de la madurez sexual, por lo que sería necesario realizar además, estudios histológicos, u hormonales que nos permitan evaluar fielmente el estado reproductivo de los individuos analizados.

Las hembras inmaduras podrían acumular más grasa como prelude de un elevado costo energético en la reproducción y por lo tanto acumular en general más contaminantes liposolubles. Sin embargo, no se encontró diferencia significativa entre la concentración de lípidos en el tejido adiposo entre hembras y machos ($p=0.2$). Un análisis en el tipo de ácidos grasos acumulados en ambos sexos podría ser determinante en una eventual diferencia en la concentración de contaminantes al acercarse a la madurez, pero ese estudio no se realizó en este trabajo. Por lo tanto, solo podemos concluir que no existen diferencias significativas entre sexos, aunque parece haber una tendencia por algunos metabolitos a acumularse más en hembras.

Para comprobar esto es necesario incrementar el número de muestras por especie y utilizar técnicas histológicas para evaluar grado de madurez de los organismos, para poder

diferenciar entre hembras que ya han producido nidadas y hembras inmaduras, además de confirmar su sexo y verificar si hay malformaciones organogénicas o funcionales que se relacionen con las concentraciones de contaminantes encontradas. También es importante realizar el análisis en zonas de crecimiento y reproducción donde además se puede evaluar la tasa de transferencias de este tipo de contaminantes entre las madres y los huevos, ya que de se ha observado en otros organismo, que los contaminantes transmitidos a la descendencia puedes cambiar el patrón de concentraciones dependiendo del K_{ow} de cada compuesto (Wolkers *et al.* 2002) y con esta información evaluar el daño en los embriones.

2.3 Correlación con el tamaño.

En cuanto a la relación entre el tamaño como un reflejo de la edad de las tortugas y la concentración de contaminantes, se esperaría que una tortuga que ha vivido más y por lo tanto haya estado expuesta durante más tiempo a contaminantes, tenga concentraciones mayores de los contaminantes. Sin embargo, Mckenzie *et al.* (1999) encontraron lo contrario en tortugas juveniles de *C. mydas* y esto lo atribuye a que esta especie cambia de un régimen carnívoro en las primeras etapas de su vida, a un régimen vegetariano cuando crecen, lo que disminuiría considerablemente su exposición a contaminantes liposolubles. En el presente estudio no se observó ningún tipo de correlación con respecto al tamaño en ninguna de las tres especies. Es posible que para observar esta relación en la concentración de POP's sea necesario incrementar el rango de tamaños para poder observar el efecto de la edad y aumentar el número de muestras por intervalo de clase. Aunque no se observa diferencia en la acumulación de contaminantes, los efectos que pueden tener sobre el desarrollo en las diferentes etapas de crecimiento puede ser más determinante en la conservación de la especie.

CONCLUSIONES.

En este trabajo se encontró que:

- ❖ Los pesticidas más concentrados y también los más tóxicos fueron DDT y clordano representados principalmente por sus metabolitos p,p'-DDE y *cis*-nonaclor respectivamente.
- ❖ El hexaclorobenceno no es muy frecuente, pero se encontró en tejidos de las tres especies analizadas en concentraciones relativamente altas.
- ❖ Los efectos potenciales en la salud y reproducción de las tortugas marinas por exposición crónica a estos contaminantes debe ser evaluada.
- ❖ No se detectaron PCB's en ninguna de las muestras, lo cual concuerda con el desuso de los mismos desde hace más de 30 años, y con el bajo nivel de industrialización de la zona, pero es necesario re-evaluar estos resultados con una mayor masa de tejidos y detectores de espectrometría de masas.
- ❖ La especie más contaminada con POC's fue *C. caretta* seguida de *L. olivacea*.
- ❖ *C. mydas* presentó las concentraciones más elevadas de clordano. Este pesticida debe ser evaluado en la grasa de las tortugas y monitorear la fuente de origen.
- ❖ Pese a no ser significativo, las hembras tienden a presentar mayores concentraciones de POC's.
- ❖ No se encontró correlación entre el tamaño del organismo y la concentración de POC's.
- ❖ En comparación con otras tortugas marinas en el mundo, las tortugas de Baja California tienen concentraciones más bajas de DDT y PCB's, pero más altas de clordano y tal vez HCB.

- ❖ El presente estudio representa un primer paso en la evaluación de contaminantes organoclorados en el Pacífico oriental.
- ❖ Toda vez que existe un control legal sobre los POC's, es necesario continuar monitoreando sus concentraciones en las poblaciones de tortuga marina para asegurar que están disminuyendo, evaluar los efectos subletales de las concentraciones encontradas en campo y desarrollar estrategias de conservación que mitiguen dichos efectos.
- ❖ Es muy importante iniciar monitoreos de contaminantes de uso actual como PHA's y plastificantes que amenazan el hábitat de las tortugas y otros organismos con proyectos como el de la "Escalera Náutica" en Baja California.

LITERATURA CITADA

- Aguirre**, A.A., G.H. Balazs, B. Zimmerman, & F. D. Galey. 1994. Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian Islands. *Mar. Poll. Bull.* 28:109-114.
- Alam**, S.K. & M.S. Brim. 2000. Organochlorine, PCB, PAH, and metal concentrations in eggs of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from northwest Florida, USA. *J. Environ. Sci. Health* 35 (6):705-724.
- Allsopp**, M., D. Santillo, P. Johnson & R. Stringer. 1999. The tip of the iceberg. State of knowledge on persistent organic pollutants in Europe and Arctic. Greenpeace ISBN:90-73361-53-2.
- Alvarado-D.**, J., C. Delgado-T., & I. Suazo-O. 2001. Evaluation of the black turtle project in Michoacán Mexico. *Marine Turtle Newsletter* (92):4-7
- Barrera-H.**, L.M., M.J. Calderón V., M.E. Cervantes R., A. Galván, A. Pérez M., A.P. Pineda Z., R. Ramírez G., & A. Rosales C. 2002. Catálogo de plaguicidas. Comisión intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas (CICOPLAFEST). México. Disponible en: www.salud.gob.mx/unidades/dirgsa/
- Benabib**, M. & L.E. Cruz. 1981. Las tortugas marinas en México. *Naturaleza* 3(81):157-166.
- Benítez**, J.A. & Bárcenas, C. 1996. Patrones de uso de los plaguicidas en la zona costera del Golfo de México. en: Botello, A.V., J.L. Rojas, J.A. Benítez, & D. Zárate-Lomelí. *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. Mexico: EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. pp. 155-167.
- Blus**, L.J. 2003. Organochlorine Pesticides. en: D.J., Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton, jr., & J. Cairns. 2003. *Handbook of ecotoxicology*. 2th ed. Lewis Publishers. Boca Raton FL. pp. 313-330.
- Bjorndal**, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. en: Lutz, P.L. & J.A. Musick (eds.) *The biology of sea turtles*. CRC Press. Boca Raton, FL. USA. pp 199-231.
- Bourque**, A.C.; A. Singh; N. Lakhampal; A. McMahon; & W.G. Foster. 1995. Ultrastructural changes in ovarian follicles of monkeys administered hexachlorobenzene. *American Journal of Veterinary Research* 56(12):1673-1677
- Bowen**, B.W., F.L. Abreu-Grobois, G.H. Balazs, N. Kamezaki, C.J. Limpus, & R.J. Ferl. 1995. Trans-pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 92:3731.
- Bravo-Garzón**, C.F. 2002. Determinación de biomarcadores histopatológicos y bioquímicos indicadores de estrés por alteraciones ambientales en *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758), en Bahía El Colorado, Sinaloa y Ensenada de La Paz B.C.S. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. México. 138 p.
- Burgoa**, S., T. Downs, J.A. Trejo, & J.L. Texcalac. 1998. Expediente de nominación sobre el hexaclorobenceno. Presentado por México al Grupo de Trabajo sobre Manejo Adecuado de Sustancias Químicas para su consideración como sustancia candidata para la elaboración de un plan de acción regional de América del Norte. Instituto de Salud Ambiente y Trabajo. México. 18 p.
- Cairns**, T., G.M. Doose, J.E. Froberg, R.A. Jacobson, & E.G. Siegmund. 1986. Analytical chemistry of PCB's. en: Waid J.S. (ed.) *PCBs and the Environment*, Vol. 1, Boca Raton, Fl. CRC Press, p.2.
- CCA** (Comisión Para la Cooperación Ambiental de América del Norte). 2003. El clordano fuera de uso en América del Norte. URL: www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/chlordane.es.pdf.
- Clark**, D.R. & A.J. Krynitsky. 1985. DDE residues and artificial incubation of loggerhead turtle eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 121-125.

- Colborn, T., F.S. vom Saal, & A.M. Soto.** 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ. Health Perspect.* 5 (101): 378-384.
- Cornejo, D.O. & R.S. Felger.** 1982. Sea turtles of the Pacific coast. en: Bjorndal, K.A. (ed.) Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution. USA. pp. 199-208.
- Corsolini, S., S. Aurigi, & S. Focardi.** 2000. Prescence of polychlorobiphenyls (PCB's) and coplanar congeners in the tissues of the mediterranean loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Mar. Poll. Bull.* 16 (11):952-960.
- Cram, S.P. & L.N. Polite.** 2002. How to develop validate, and troubleshoot G.C. and HPLC Methods. American Chemical Society Short Course. Aligent Technologies, CA. USA.
- De Solla, S.R.; C.A. Bishop, G. Van-der-Kraak & R.J. Brooks.** 1998. Impact of organochlorine contamination on levels of sex hormones and external morphology of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*) in Ontario, Canada. *Environ Health Perspect.* 106:253-260.
- Díaz-Barriga, F.** 2003. Factores de exposición y toxicidad del DDT y de la diltametrina en humanos y en vida silvestre. Informe técnico apoyado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte. URL: <http://ambiental.uaslp.mx/docs/FDB-DDTEfectos.pdf>
- DOF (Diario Oficial de la Federación).** 1986. Decreto por el que se determina como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control, de las diversas especies de tortuga marina, los lugares en que anida y desova dicha especie. Tomo CCCX CVIII No. 40. México, 29 de octubre 1986.
- DOF (Diario Oficial de la Federación).** 2000. PROYECTO de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-O59-ECOL-2000, Protección Ambiental-Especies de flora y fauna silvestres de México-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.México, 16 de octubre 2000.
- Doong, R.A.; & C. Lee.** 1999. Determination of organochlorine pesticide residues in foods using solid-phase extraction clean-up cartridges. *Analyst* 124 (9): 1287-9.
- Erickson, M.D.** 2001. Introduction: Uses, occurrence, and regulatory history. En: Roberson, L.W. & L.G. Hansen (eds.) PCB's. *Recent advances in environmental toxicology and health effects*. University Press of Kentucky. USA. 461 p.
- Frazer N.B. & L.M. Ehrhart.** 1983. Relating straight-line to over-the-curve measurements for loggerheads. *Marine Turtle Newsletter* (24):4-5.
- Fry, D.M.** 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environ. Health Perspect.* 103(7):165-171
- Gardner, S.C. & W.J. Nichols.** 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahía Magdalena region, Baja California Sur, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology* 4(1): 197-199.
- Gardner, S.C., M.D. Pier, R. Wesselman, & J.A. Juárez.** 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Mar. Poll. Bull* (46): 1082-1089.
- García, E.** 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 3ª. Edición. Enriqueta García de Miranda, México, D.F.
- Galindo, R.J.G.; M.A. Medina-J.; C. Villagrana-L.; & L. Ibarra-C.** 1997. Environmental and pollution condition of the Huizache-Caimanero lagoon, in the north-west of Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 34(12):1072-1077.
- Gold-Bouchot, G.** 2004.¿Que significa el ECO en ecotoxicología?. Una modesta propuesta. Memorias del 1er simposio de la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos, México.
- Groombridge, B. (compilador)**1982. The IUCN Amphibia –Reptilia Red Data Book, Part I: Testudines, Crocodylia, Rhyncocephalia. Intl. Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland. 426 p.

- Guillette Jr., L.J.;** T.S. Gross; G.R. Masson, J.M. Matter; H.F. Percival, & A.R. Woodward. 1994. Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Health Perspect.* (102):680-688.
- Gillette Jr., L.J.** 2000. Contaminant-associated endocrine disruption in reptiles. en: Sparling, D.W.; G: Linder; & C.A: Bishop. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles.* SETAC press. Pensacola Fl. USA. pp 595-615.
- Gutiérrez-Galindo, E.A.,** G. Flores-Muños; M.L. Ortega-Gacía; J.A. Villaescusa-Celaya. 1992. Pesticidas en las aguas costeras del Golfo de California: Programa de vigilancia con mejillón 1987-1988. *Ciencias Marinas* 18(2):77-99.
- Gutiérrez-Galindo, E.A.,** L.M. Ríos-M., G. Flores-M, & J.A.Villaescusa-C. 1998. Chlorinated hydrocarbons in marine sediments of the Baja California (Mexico)-California (USA) border zone. *Mar. Poll. Bull.* 36 (1): 27-31.
- Hollander, M. & D. A. Wolfe.** 1973. *Nonparametric statistical methods.* John Wiley & Sons, Inc. USA. 503 p.
- Hykle, D.** 2000. Tratados Internacionales de Conservación. en: Eckert, K.L., K.L. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, & D. Marydele (eds.) (Traducción al español) *Técnicas de Investigación y Manejo Para la Conservación de las Tortugas Marinas.* Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación No. 4.
- INE** (Instituto Nacional de Ecología). 2001. Sistema nacional de información ambiental de las sustancias tóxicas de atención prioritaria en México. Situación general con relación a las sustancias químicas. http://sepultura.semarnat.gob.mx/upsec/programas/prog_gastap/39.html
- INEGI** (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2002. Anuario Estadístico del Estado de Baja California Sur. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Gobierno del Estado. SIN 0188-8595. México. 407 p.
- Jiménez-Castro, C. E.** Mellink, & J. Villaescusa-Celaya. 1995. DDT and its metabolites in western gulls eggs from southern California and northern Baja California. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55(3):374-381.
- Jobling, S.,** T. Reynolds, R. White, M.G. Parker, & J.P. Sumpter. 1995. Phtalate plasticizers are weakly estrogenic. *Environ. Health Perspect.* 103 (6):582-587.
- Juárez C., J.A.;** A.R. Barragán R.; & H. Gómez R. 2000. Contamination by phtlate ester plasticizers in two marine turtle species. en: Abreu-Grobois, F.A., R. Briseño-Dueñas, R. Márquez, & L. Sarti, compilers. 2000. Proceedings of the eighteenth International Sea Turtle Symposium. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436, pp.118.
- Keith, L.H.** 1996. *Compilation of EPA's Sampling and Analysis Methods.* 2^a ed. Lewis CRC press. Boca Ratón FL., USA. 1696 p.
- Kelez-S.,** S. Grupo de Tortugas Marinas- Perú. Copérnico 179, San Borja, Lima 41, Perú. Tel. +511 4769166. skelez@yahoo.com
- Keller, J.M.,** D. Owens, J.R. Kuckick, P. Maier, A. Segars, B. Stender, D. Whitaker, & P. McClellan-Green. 2003. Abnormal vitellogenin production *in vivo* and alterations of aromatase activity in vitro due to organochlorine contaminants in sea turtles. Memories of the XXIII Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. www.seaturtle.org
- Lake, J.L.,** R. Haebler, R. McKenney, C.A. Lake, & S.S. Sadove. 1994. PCB's and other chlorinated organic contaminants in tissues of juvenile kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii*). *Mar. Environ. Res.*, (38): 313-327.
- Lawerys, R.R. & P. Hoet.** 2001. *Industrial chemical exposure guidelines for biological monitoring.* 3th ed. Lewis Publishers. Boca Ratón FL. 638 p.
- Lluch-Bleda, D.** 2000. Centros de actividad biológica en la costa occidental de Baja California. en: Lluch-Bleda, D.; J. Elourduy-Garay; S.E. Lluch-Cota, & G. Ponce-Díaz (eds.) BAC Centros

- de actividad biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. pp. 49-64.
- López-Martínez, J.;** M.O. Nevárez-Martínez; A. Leyva-Contreras; & O. Sánchez. 2000. Análisis de tres variables oceanográficas en la region de Guaymas Sonora, México. en: Lluch-Bleda, D.; J. Elourduy-Garay; S.E. Lluch-Cota, & G. Ponce-Díaz (eds.) BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. pp. 229-245
- Márquez, M., R.** 1990. FAO species catalogue. Vol. 11: Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species know to date. FAO Fisheries synopsis. No. 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81 p.
- Márquez M., R. C.** Peñaflores & J. Vasconcelos. 1996. Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at La Escobilla, Oaxaca. *Marine Turtle Newsletter* 73: 5-7.
- Martínez-García, M. & D.** Lluch-Bleda. 2000. Cambio climático global y centros de actividad biológica. en: Lluch-Bleda, D.; J. Elourduy-Garay; S.E. Lluch-Cota, & G. Ponce-Díaz (eds.) BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. pp. 1-11.
- McNair, H.M.** 1981. Cromatografía de gases. Secretaría General de la OEA. Monografía No. 23. Serie Química. Washington D.C. 90 p
- McKenzie, C., B.J.** Godley, R.W. Furness, & D.E. Wells. 1999. Concentration and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. *Mar. environ. Res.* (47):117:135.
- McKim, J.M., Jr. & K.L.** Johnson. 1983. Polychlorinated biphenyls and p,p'-DDE in loggerhead and green postyearling Atlantic sea turtles. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (31):53-60.
- Meylan, A.B & P.A.** Meylan. 2000. Introducción a la evolución, historias de vida y biología de las tortugas marinas. en: Eckert, K.L., K.L. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, & D. Marydele (eds.) (Traducción al español) *Técnicas de Investigación y Manejo Para la Conservación de las Tortugas Marinas*. Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación No. 4: 3-5.
- Murphy, P.G. & M.S.** Hopkins. 1972. Sulfuric acid for the cleanup of animal tissues for analysis of acid-stable chlorinated hydrocarbon residues. *Association of Official Analytical Chemists.* 55(6), 1360-2.
- NMFS & USFWS** (National Marine Fisheries Service & U.S. Fish and Wildlife Service). 1998a. Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the East Pacific Green Turtle (*Chelonia mydas*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD.
- NMFS & USFWS** (National Marine Fisheries Service & U.S. Fish and Wildlife Service). 1998b. Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD.
- NMFS & USFWS** (National Marine Fisheries Service & U.S. Fish and Wildlife Service). 1998c. Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the Olive Ridley Turtle (*Lepidochelys olivacea*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD.
- Nichols, W.J., A.** Resendiz, J.A. Seminoff, & B. Resendiz. 2000a. Transpacific migration of a loggerhead turtle monitored by satellite telemetry. *Bull. Mar. Sci.* 67(3): 937-947
- O'shea, T.J. & R.L.** Brownell jr. 1998. California sea lion (*Zalophus californianus*) populations and ΣDDT contamination. *Mar. Poll. Bull.* 36(2):159-164.
- Parrish, P. R.;** E. E. Dyar; J. M. Enos; W. G. Wilson; & G. Bionomics. 1978. Chronic Toxicity of Chlordane, Trifluralin, and Pentachlorophenol to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Reporte final EPA. Reporte número: BP-78-1-006; EPA/600/3-78/010. 67 p.
- Patnaik, P.** 1992. *A comprehensive guide to the hazardous properties of chemical substances*. Ed. Van Nostrand Reinhold, N.Y. 763 p.

- Podreka, S., A. Georges, B. Maher, & C. Limpus.** 1998. The environmental contaminant DDE fails to influence the outcome of sexual differentiation in the marine turtle *Chelonia mydas*. *Environ. Health Perspec.* 106(4): 185-188.
- Pritchard, P.C.H.** 1996. Evolution, phylogeny, and current status. en: Lutz, P.L. & J.A. Musick (eds.) 1996. *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press. Boca Raton, FL. USA. pp 199-231.
- Pritchard, P.C.H. & J.A. Mortimer.** 2000. Taxonomía, morfología externa e identificación de las especies. en: Eckert, K.L., K.L. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, & D. Marydele (eds.) (Traducción al español) *Técnicas de Investigación y Manejo Para la Conservación de las Tortugas Marinas*. Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación No. 4. pp. 23-41
- Pugh, R.S. & P.R. Becker.** 2001. Sea turtle contaminants: A review with annotated bibliography. U.S. Department of Commerce Report. NISTIR 6700. 144 p.
- Rybitski, M. J., R.C. Hale, & J.A. Musick.** 1995. Distribution of organochlorine pollutants in Atlantic sea turtles. *Copeia* (2):379-390.
- Safe, S.** 1994. Polychlorinated Biphenyls (PCBs): environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Critical Reviews in Toxicology* 24(2):87-149
- Sarti, L., S. Eckert, P. Dutton, A. Barragán, & N. García.** 2000. The current situation of the leatherback population on the Pacific coast of Mexico and Central America, abundance, and distribution of the nestings: an Update. en Klab, H. & T. Wibbels (comp.) 2000. Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443, 85-87 pp
- SEMARNAT** 2003. Bifenilos Policlorados. Inventario nacional de BPC's e infraestructura nacional para tratar bifenilos policlorados. Dirección general de gestión integral de materiales y actividades riesgosas. <http://carpetas.semarnat.gob.mx/dgmic/bpc/contenido.shtml>
- Smith, A.G.** 1991. Chlorinated hydrocarbon insecticides. en: Hayes, W.J. jr. & E.R. Laws jr. 1991. *Handbook of pesticide toxicology* Vol. 2. Academic Press Inc. San Diego CA. pp. 731-860.
- Thompson, N.P., P.W. Rankin, & D.W. Johnston.** 1974. Polychlorinated biphenyls and p,p'-DDE in green turtle eggs from Ascension Islands, South Atlantic Ocean. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (11):399-406.
- Travis, C.D., & M.L. Land,** 1990. Estimating the mean of datasets with nondetectable values. *Environmental Science and Technology* (24):961-962.
- USEPA,** 1998, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods, 3rd Edition, Final Update III., USEPA, SW-846_III
- Williams, C. & V. Maillard.** 1997. Method detection limits. En Gallagher 1997. Environmental sampling and monitoring primer. Última modificación 09-10-97. Web page: http://www.cee.vt.edu/program_areas/environmental/teach/smprimer/mdl/mdl.html
- Wolkers, H.; I.C. Burkow; M.O. Hammill; C. Lydersen; & R. E. Witkamp.** 2002. Transfer of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides from mother to pup in relation to cytochrome P450 enzyme activities in harp seals (*Phoca groenlandica*) from the gulf of St. Lawrence, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(1):94-101.
- Work, T.M.,** 2000. Manual de Necropsia de tortugas marinas para biólogos en refugios o áreas remotas. Traducción al español. U.S. Geological Survey National Wildlife Health Center. Hawaii Field Station. 25 p.
- Wyneken, J.** 2001. *The anatomy of sea turtles*. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 172 p.



APÉNDICE I

Lista de Reactivos:

Reactivo	Compañía	# Catálogo	Lote
Sulfato de Sodio anhidro	Fisher Scientific.	S41S-10S	025917
Hexano U.V.	Burdrick & Jackson	216-4	C1163
Etil-éter	Burdrick & Jackson	106-4	BZ118
Acetona	Burdrick & Jackson	010-4	CD932
Ácido Sulfúrico ACS plus.	Burdrick & Jackson	A300-212	032878
Florisil	Supelco	20280-U	P1554
Bicarbonato de Sodio	TM Science	SX0320-3	40203046

Pesticidas organoclorados y PCB's analizados en este estudio.

Analito	Compañía	# Catálogo	Lote
o,p'-DDD	Accustandard.	P-024S	B0010175
o,p'-DDE	Accustandard.	P-026S	B0050116
o,p'-DDT	Accustandard.	P-028S	B0050437
p,p'-DDD	Accustandard.	P-025S	B0030226
p,p'-DDE	Accustandard.	P-027S	A9030149-1A
p,p'-DDT	Accustandard.	P-029S	B0060357
Lindano	Accustandard.	P-059S	B0120170
Aldrin	Accustandard.	P-002N	100200MT-AC
Dieldrin	Accustandard.	P-037S	B1020346
Endrin	Accustandard.	P-045S	B1060080
Heptaclor	Accustandard.		
Heptaclor epoxy (A)	Accustandard.	P-294S	B0020088
Hexaclorobenceno	Chem Service	PS-690	255-93A
α Clordano	Accustandard.	P-134N	12361
β Clordano	Accustandard.	P-135N	12237
cis Nonaclor	Accustandard.	P-297N	950727-AC
trans Nonaclor	Accustandard.	P-184N	052500MT-AC
Oxiclordano	Accustandard.	P-331S	B2110262
Endosulfan I	Accustandard.	P-091N	072700AG-AC
Endosulfan	Accustandard.	P-092N	072800AG-AC
PCB 81	Accustandard.	C-081S	B0090265
PCB Mix 6	Accustandard.	C-SCA-06	A8010314

Método de limpieza utilizado en el material analítico:

El material de vidrio que se requirió lavar se dejó remojo en una solución de jabón Liqui-Nox, # de catalogo 1201 de Alconox, Lote L5F3J para material analítico, se talló con un escobillón, se enjuagaron individualmente 10 veces con agua corriente y 10 veces con agua destilada. Se dejaron escurrir y finalmente se metieron por 4 horas a 150 °C en una mufla. El resto del material fue desechado y se usaba uno nuevo con cada muestra.

Policlorobifenilos analizados en este estudio.

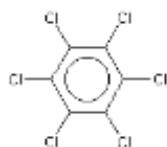
81 3,4,4',5-Tetraclorobifenil

PCB mix 6 incluye:

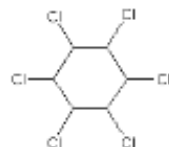
8	2,4'-Diclorobifenil	114	2,3,4,4',5-Pentaclorobifenil
28	2,4,4'-Triclorobifenil	118	2,3',4,4',5-Pentaclorobifenil
37	3,4,4'-Triclorobifenil	126	3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil
44	2,2',3,5'-Tetraclorobifenil	128	2,2',3,3',4,4'-Hexaclorobifenil
49	2,2',4,5'-Tetraclorobifenil	138	2,2',3,4,4',5'-Hexaclorobifenil
52	2,2',5,5'-Tetraclorobifenil	153	2,2',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
60	2,3,4,4'-Tetraclorobifenil	156	2,3,3',4,4',5-Hexaclorobifenil
66	2,3',4,4'-Tetraclorobifenil	158	2,3,3',4,4',6-Hexaclorobifenil
70	2,3',4',5-Tetraclorobifenil	166	2,3,4,4',5,6-Hexaclorobifenil
74	2,4,4',5-Tetraclorobifenil	169	3,3',4,4',5,5'-Hexaclorobifenil
77	3,3',4,4'-Tetraclorobifenil	170	2,2',3,3',4,4',5-Heptaclorobifenil
82	2,2',3,3',4-Pentaclorobifenil	179	2,2',3,3',5,6,6'-Heptaclorobifenil
87	2,2',3,4,5'-Pentaclorobifenil	180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclorobifenil
99	2,2',4,4',5-Pentaclorobifenil	183	2,2',3,4,4',5',6-Heptaclorobifenil
101	2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenil	187	2,2',3,4',5,5',6-Heptaclorobifenil
105	2,3,3',4,4'-Pentaclorobifenil	189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptaclorobifenil

APÉNDICE II

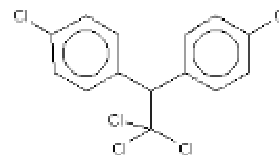
Estructura química de algunos compuestos organoclorados analizados en este estudio.



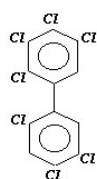
Hexaclorobenceno



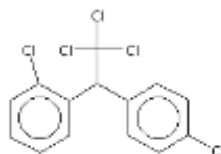
Lindano



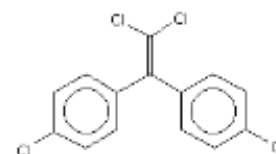
p,p'-DDT



Heptaclorobifenil

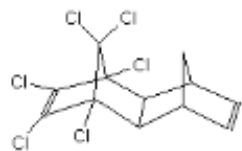


o,p'-DDT

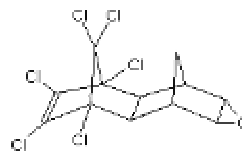


p,p'-DDE

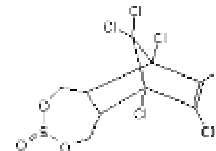
Ciclodienos:



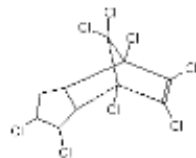
Aldrin



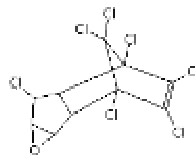
Endrín



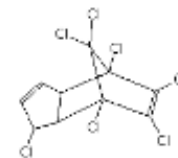
Endosulfan I



cis Clordano



Heptaclor epoxy



Heptaclor