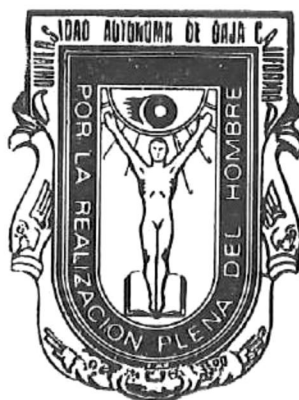


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS



**HIDROCARBUROS CLORADOS EN CUATRO
ESPECIES ÍCTICAS DE LA REGIÓN
RÍO COLORADO-RÍO HARDY,
BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS
EN MANEJO DE ECOSISTEMAS DE ZONAS ÁRIDAS**

PRESENTA

MARIA ISABEL MONTES PÉREZ

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO. SEPTIEMBRE DE 1999.

**HIDROCARBUROS CLORADOS EN CUATRO
ESPECIES ÍCTICAS DE LA REGIÓN
RÍO COLORADO – RÍO HARDY,
BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

EN ECOSISTEMAS DE ZONAS ARIDAS

PRESENTA

MARIA ISABEL MONTES PÉREZ

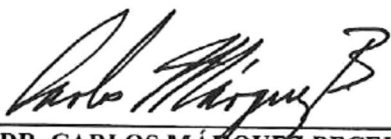
Aprobado por:



DR. GORGONIO RUIZ CAMPOS
DIRECTOR DE TESIS



DR. VÍCTOR FROILÁN CAMACHO IBAR
CODIRECTOR DE TESIS



DR. CARLOS MÁRQUEZ BECERRA
SINODAL



M. C. JULIO ALBERTO VILLAESCUSA CELAYA
SINODAL

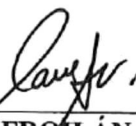
RESUMEN de la Tesis de **MARIA ISABEL MONTES PÉREZ**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de **MAESTRO EN CIENCIAS en MANEJO DE ECOSISTEMAS DE ZONAS ÁRIDAS**. Ensenada, Baja California, México.

**HIDROCARBUROS CLORADOS EN CUATRO ESPECIES ÍCTICAS
DE LA REGIÓN RÍO COLORADO-RÍO HARDY,
BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.**

Resumen aprobado por:



DR. GORGONIO RUIZ CAMPOS
DIRECTOR DE TESIS



DR. VÍCTOR FROILÁN CAMACHO IBAR
CODIRECTOR DE TESIS

Se determinó la concentración de hidrocarburos clorados en el tejido hepático de cuatro especies ícticas (la nativa, *Mugil cephalus*, y las exóticas, *Ameiurus natalis*, *Dorosoma petenense* y *Micropterus salmoides*) de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México, durante el período de agosto de 1994 a mayo de 1995. La especie mejor representada en frecuencia y abundancia fue *Mugil cephalus*. En todas las especies se detectó el analito p,p'-DDE y su concentración se relacionó con el tipo y posición trófica de las mismas. El incremento de las concentraciones de p,p'-DDE se presenta en el orden de: *M. salmoides* ($14.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > *A. natalis* ($5.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > *D. petenense* ($2.6 \mu\text{g g}^{-1}$) > *M. cephalus* ($1.8 \mu\text{g g}^{-1}$), reflejando el proceso de biomagnificación. La presencia dominante de juveniles y subadultos de *M. cephalus* en las muestras analizadas, no permitió detectar una variación espacial y temporal significativa en las concentraciones del p,p'-DDE. La concentración del p,p'-DDE en *M. cephalus* fue independiente de sus atributos somáticos (longitud, peso, índice hepatosomático y factor de condición). Las concentraciones de p,p'-DDE se encuentran en el mismo orden de magnitud al compararse con otros trabajos de diferentes lugares del mundo, reflejando estos niveles el decremento de la concentración del DDT y sus metabolitos con el tiempo.

ABSTRACT of the Thesis of **MARIA ISABEL MONTES PÉREZ**, presented as partial requirement to obtain the **MASTER IN SCIENCES** degree in **MANAGEMENT OF ECOSYSTEMS OF ARID ZONAS**. Ensenada, Baja California, México.

**CHLORINATED HYDROCARBONS IN FOUR FISH SPECIES
OF THE RIO COLORADO-RIO HARDY REGION,
BAJA CALIFORNIA, MEXICO**

ABSTRACT

Concentrations of chlorinated hydrocarbons were determined in hepatic tissue of four fish species (one native, *Mugil cephalus*, and three exotic, *Ameiurus natalis*, *Dorosoma petenense* and *Micropterus salmoides*), during an annual cycle (August 1994 to May 1995) of the Rio Colorado-Rio Hardy region, Baja California, Mexico. The most represented species in frequency and abundance was *Mugil cephalus*. The presence of p,p'-DDE metabolite was detected in the four analyzed species and its concentration was related with their trofic levels. The increase of p,p'-DDE concentrations presented the following order: *M. salmoides* ($14.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > *A. natalis* ($5.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > *D. petenense* ($2.6 \mu\text{g g}^{-1}$) > *M. cephalus* ($1.8 \mu\text{g g}^{-1}$). The concentrations in *M. cephalus* were independent of their somatic parameters. The detected p,p'-DDE concentrations are in the order magnitude compared to other studies from different localities in the world, reflecting these levels, a decrease of the concentration of DDT and its metabolites along the time.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis Dr. Gorgonio Ruiz Campos, por la dirección de este trabajo, sus valiosos consejos y gran apoyo para lograr el término de esta tesis. Sinceramente, Gracias.

A mi codirector, Dr. Víctor F. Camacho Ibar, por aceptar la dirección compartida de este trabajo, su asesoría, consejos y apoyo para la conclusión de esta tesis. Muchas Gracias.

Al Dr. Carlos Márquez Becerra, sinodal de esta tesis, por la asesoría y revisión de la parte escrita de este trabajo.

Al M. en C. Julio A. Villaescusa Celaya, por la revisión y valiosas sugerencias en la parte escrita de este trabajo y la asesoría en la parte técnica.

Al proyecto CONACyT 431100-5-3587N: "Diversidad Biológica y Base de Datos de los Ecosistemas Naturales de la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado"; por el apoyo en la realización de las salidas de campo.

Al proyecto CONACyT 0340n-9107: "Cultivo experimental de la trucha de San Pedro Mártir, *Onchorhynchus mykiss nelsoni*: (Everman), para propósitos de repoblación y conservación del germoplasma endémico", por el apoyo otorgado para la adquisición de los reactivos empleados en el presente estudio.

A la M. en C. Irma Rivera Garibaldi por el apoyo brindado en la adquisición de reactivos utilizados en el presente estudio.

Al Instituto de Investigaciones Oceanológicas (UABC), Laboratorio de Geoquímica Ambiental, por permitirme llevar a cabo los análisis en sus instalaciones.

A la M. en C. Martha E. Valles R., a los Biól. Alejandro Gerardo A., Federico Cota C., Rolando Mejía C., al Ing. Rafael Montes P. y a Nahúm Montes P. por su apoyo en la realización de los muestreos ictiológicos.

A todos los compañeros y amigos del Laboratorio de Geoquímica Ambiental: Flor, Miguel A., Pedro, Eduardo, Leslie, Alberto, Sergio, Angel, Jorge y Javier, gracias por esos momentos agradables.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado a través de una beca para realizar mis estudios de posgrado (registro número 66739) y que me ha permitido continuar mi superación profesional.

Un agradecimiento especial a la M. en C. Olivia M. Tapia V. por su apoyo en todo momento.

A mis compañeros y amigos Eva, Manuel, Cecy, Cuquis, Alejandro, Claudia Blanca, Lulú, y Bertha; gracias por su ayuda incondicional.

A mis compañeros del Departamento de Bienestar Estudiantil, Unidad Ensenada, Elias, Rossy, Noemi, Rosa María, Magdalena, Linda y Víctor; gracias por su amistad, ayuda y entusiasmo compartido.

A los Coords.: M.en C. Maria Evarista Arellano, Biól. Cecilia Osuna, T.S. Maria Esther Bareño y al M. en C. Ramón Luna, gracias por su apoyo y amistad brindados.

Y muy especialmente a todos aquellos amigos, compañeros y personas que siempre me mostraron su apoyo, con el cuál participaron en el desarrollo y término de este trabajo, MUCHAS GRACIAS.

CONTENIDO	página
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
II.1 Importancia Toxicológica de los Hidrocarburos clorados (HCs)	3
II.2 Distribución en el Ambiente	4
II.3 El Porceso de bioacumulación	10
II.4 Hidrocarburos Clorados en Fauna del Valle de Mexicali, B.C.	14
II.5 Sinopsis de las Especie Icticas Analizadas	18
III. HIPOTESIS	23
IV. OBJETIVOS	24
V. MATERIALES Y MÉTODOS	25
V.1 Área de Estudio	25
V.2 Trabajo de Campo	28
V.3 Trabajo de Gabinete	30
V.4 Análisis de Hidrocarburos Clorados	31
V.4.1 Muestra Biológicas	31
V.4.2 Determinación de Hidrocaburos Clorados en Sedimentos	39
V.4.3 Cálculo de las Concentraciones	44
VI. RESULTADOS	46
VI.1 Especies Íticas Recolectadas	46
VI.2 Especies Ícticas Analizadas	49
VI.3 Concentración de Hidrocarburos Clorados en Muestras Ictiológicas	52
VI.4 Concentración de Hidrocarburos Clorados en Sedimentos	60
VI.5 Análisis de correlación: Concentración de p,p'-DDE vs Variables Somáticas del Pez	63
VI.6 Prueba de Kruskal-Wallis	64
VII. DISCUSIÓN	65
VIII. CONCLUSIONES	77
IX. LITERATURA CITADA	78

LISTA DE FIGURAS

Figura	página
1. Correlación entre el factor de bioconcentración (FBC) y el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{ow}).	13
2. Localización del área de estudio y de las localidades de muestreo en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California.	26
3. Diagrama de flujo del proceso de análisis de hidrocarburos clorados en hígados de peces de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.	37
4. Diagrama de flujo del proceso de análisis de hidrocarburos clorados en sedimentos de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.	42
5. Cromatogramas de: a) blanco de la muestra, b) solución de fortificación.	54
6. Cromatogramas de: a) muestra de <i>Mugil cephalus</i> , b) muestra de <i>Dorosoma petenense</i> .	55
7. Cromatogramas de: a) muestra de <i>Ameiurus natalis</i> , b) muestra de <i>Micropterus salmoides</i> .	56
8. Cromatograma de muestra de sedimentos.	61

LISTA DE TABLAS

Tabla	página
1. Concentración de hidrocarburos clorados disueltos en el agua del Lago Baikal, U.R.S.S. en pg/L (Kucklick, 1994).	5
2. Comparación de las concentraciones de hidrocarburos clorados en agua, peces y focas de diferentes localidades geográficas. Tomado de Kucklick <i>et al.</i> (1994).	8
3. Concentraciones de hidrocarburos clorados (mg k^{-1} peso húmedo) comparadas en diferentes tipos de tejidos de peces. Tomado de Miskiewick y Gibbs (1994).	9
4. Concentraciones de hidrocarburos clorados (mg k^{-1} de músculo) de la trucha <i>Salvelinus namaycush namaycush</i> , comparadas en diferentes localidades a través del tiempo. Tomado de Miller <i>et al.</i> (1992).	10
5. Concentraciones de algunos hidrocarburos clorados detectados (mg k^{-1} peso húmedo) en huevos de la garza ganadera (<i>Bubulcus ibis</i>) del Valle de Mexicali, B.C., México. Tomado de Mora (1991).	15
6. Concentraciones de hidrocarburos clorados (ng g^{-1} peso seco) en especies de moluscos y peces del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. Tomado de Guiérrez-Galindo <i>et al.</i> (1988a, 1988b).	17
7. Concentración de los analitos de la mezcla estándar A en solución "madre" y el volumen inyectado (1 μl).	43
8. Concentración de los analitos de la mezcla estándar B en solución "madre" y el volumen inyectado (1 μl).	43
9. Concentración ($\text{pg}/\mu\text{l}$) de los analitos del estándar de fortificación (spike), de cada una de las diluciones de la curva de calibración.	45
10. Especies ícticas recolectadas en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México, durante el período de febrero de 1994 a mayo de 1995. Las especies están ordenadas con base en su abundancia.	46
11. Promedios de las variables fisicoquímicas registradas en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México, durante los muestreos realizados de Agosto de 1994 a Mayo de 1995. Mediciones con Hydrolab Scout 2.	48
12. Número de organismos analizados por especie, durante los muestreos ictiológicos en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.	49
13. Factor de condición promedio (K_{LP}) de las especies ícticas analizadas por mes de muestreo.	50
14. Índice hepatosomático promedio para las especies ícticas analizadas por mes de muestreo.	51

Tabla	página
15. Concentración promedio de p,p'-DDE por mes de recolecta (todos los sitios de muestreo combinados) en el hígado de las especies ícticas procedentes de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México. Las concentraciones están expresadas por gramo de lípido.	57
16. Concentración promedio de p,p'-DDE por mes de recolecta (todos los sitios de muestreo combinados) en las muestras "pools" de las especies ícticas procedentes de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México. Las concentraciones están expresadas por gramo de lípido.	57
17. Concentraciones de hidrocarburos clorados (ng g ⁻¹ de peso seco) en sedimentos de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.	62
18. Resultados de la correlación de Pearson (r) entre la concentración de p,p'-DDE y las diferentes variables somáticas para <i>Mugil cephalus</i> .	63
19. Concentraciones e intervalos de hidrocarburos clorados en hígados de diferentes especies ícticas y localidades geográficas, expresadas en promedios. Algunos compuestos no fueron analizados en todos los estudios.	

I. INTRODUCCION

El Valle de Mexicali es una región de gran actividad e importancia agrícola en Baja California, México, donde alrededor de 13,000 campesinos entre colonos, pequeños propietarios y ejidatarios se dedican a cultivar principalmente algodón, trigo, hortalizas y alfalfa. Estos cultivos representan en conjunto el 75% de la superficie sembrada, mientras que el 25% restante se representa por 30 cultivos diversos (Plan Estatal de Desarrollo, 1996).

Estudios realizados por Trava *et al.* (1986) reportan que en el Valle de Mexicali, donde las actividades agrícolas son continuas y la presencia de plagas (insectos) frecuente, se requiere de programas de control químico para evitar o reducir daños en la producción. Con base en los registros proporcionados por la S.A.R.H., durante el período de 1982 a 1985, fueron aplicados alrededor de 1,607,278 litros de insecticidas (402,000 litros en promedio anual) de diferentes productos, entre los que destacan: los carbamatos, los organofosforados, los piretroides, los ciclodienos y las formamidinas.

Entre los problemas identificados (Baja California hacia la Competitividad, 1995) como consecuencia del uso inmoderado de plaguicidas en el Valle de Mexicali, se pueden mencionar los siguientes: (1) contaminación de la atmósfera y del suelo en el momento de su aplicación; (2) contaminación de los canales de riego, que en algunos casos son utilizados para la distribución de agua de uso doméstico en la zona rural; (3) el manejo inadecuado de envases vacíos de estos plaguicidas, considerados residuos peligrosos, y que son encontrados dispersos por todo el valle y que pueden ocasionar envenenamiento

de la biota allí presente; y (4) el daño causado a la población rural que practica la pesca con fines alimenticios.

Los plaguicidas organoclorados son sustancias que se degradan muy lentamente en el suelo (vida media 10 años) (McEwen y Stephenson, 1979), lo cual aumenta las posibilidades de que se incorporen en la ciclo: suelo-planta-animal-hombre (Rendon von Osten, 1990). Para el control y disminución del efecto de plaguicidas en el ambiente, es importante conocer sus propiedades toxicológicas, comportamiento y persistencia, especialmente en los seres vivos, donde se llevan a cabo los procesos de bioacumulación y biomagnificación, así como prestar una atención especial sobre las especies que son benéficas para el hombre (Forget, 1991).

En México se emplean el 60% de los 22 plaguicidas clasificados como perjudiciales para la salud y el medio ambiente; de éstos el 42% es fabricado actualmente en el país (Baja California hacia la Competitividad, 1995). Esta situación indica la falta de control y aplicación de criterios toxicológicos y ambientales en la reglamentación sobre el uso y manejo de plaguicidas en nuestro país.

El presente estudio pretende aportar información reciente sobre estos compuestos tóxicos en relación a su incorporación en las especies ícticas comunes en la región del Río Colorado-Río Hardy, Baja California, y determinar diferencias en los niveles de concentración de los insecticidas a través de la cadena trófica.

II. ANTECEDENTES

II.1 Importancia Toxicológica de los Hidrocarburos Clorados (HCs)

El término “plaguicida” incluye una gama amplia de productos químicos utilizados para el control de diversas plagas con el fin de incrementar la producción agrícola (López Carrillo, 1998; Rendon von Osten, 1990; Trava, 1986).

El análisis de persistencia/degradabilidad de los plaguicidas es clave para investigaciones de impacto sobre los recursos naturales, biota y población humana. La estructura química de los hidrocarburos clorados (HCs) se distingue por sus enlaces atómicos entre carbono y cloro, los cuales son escasos en la naturaleza, situación que inhabilita a la mayoría de los seres vivos a degradarlos. Por esta razón, y por ser altamente lipofílicos, se acumulan vía cadenas alimenticias, persistiendo por años en los tejidos grasos de los seres vivos (Rendon von Osten, 1990; Scott, 1995; Malcolm, 1995; López Carrillo, 1998).

Diversos autores han señalado los daños que los HCs causan al ser humano, entre éstos: alteración en la función hepática, metabolismo hormonal, de proteínas, carbohidratos y pigmentos; en las funciones de secreción, síntesis y detoxificación e interferencia en la absorción de vitaminas, también se le atribuye un potencial carcinogénico además de que algunos de ellos son capaces de cruzar la barrera placentaria (Rendon von Osten, 1990; Malcolm, 1995; Kennedy y Walsh, 1997).

Un ejemplo de los plaguicidas de este grupo es el dicloro-difenil tricloroetano (DDT), el cual fue sintetizado desde la Segunda Guerra Mundial. El DDT fue

ampliamente utilizado en México durante más de 20 años con fines agrícolas, donde una fracción de la población estuvo expuesta de manera directa e indirecta durante su elaboración y aplicación (Maxwell, 1970; López Carrillo, 1998).

El DDT es considerado uno de los HCs más tóxicos, pudiendo en dosis elevadas provocar la muerte. Se sabe que actúa en el cerebelo y corteza motriz del sistema nervioso central. Estas sustancias una vez dentro del organismo tienen la capacidad de funcionar como hormonas. En los peces se han observado cambios conductuales, dificultad para reproducirse y mortandad de juveniles (Malcolm, 1995). Algunos efectos detrimentales del DDT, sobre las poblaciones de aves, están asociados a la postura de huevos con cascarones delgados, retraso reproductivo, alta mortandad embriónica y al momento de la eclosión, así como baja viabilidad de los polluelos (Rendon von Osten, 1990).

II.2 Distribución en el Ambiente

Boon y Duinker (1986) señalan que los HCs cíclicos presentan una amplia distribución en el medio marino; la mayoría de éstos han sido empleados como pesticidas (e.g. hexaclorobenceno, DDT y sus metabolitos DDE y DDD, los ciclodienos y los isómeros α y γ de hexaclorociclohexano). El comportamiento de los HCs en el ambiente, es influenciado por procesos fisico-químicos y bioquímicos que se presentan en los diferentes compartimentos del ambiente. Estos compuestos poseen una estructura molecular que les confiere un carácter hidrofóbico y altamente lipofílico, disolviéndose más fácilmente en sustancias apolares (e.g. n-octanol y lípidos del cuerpo) que en el agua.

En lo que respecta al medio acuático, es posible encontrar niveles medibles de HCs en zonas donde el transporte atmosférico juega un papel importante como medio o vía de entrada de estos compuestos (Boon y Duinker, 1986). Un ejemplo de ello es el Lago Baikal en Siberia, donde se han determinado niveles en solución de algunos contaminantes (Tabla 1), reflejando así la amplia dispersión a través del hemisferio boreal (Kucklick *et al.*, 1994).

Tabla 1. Concentración de hidrocarburos clorados disueltos en el agua del Lago Baikal, U.R.S.S. en pg/L (Kucklick, 1994).

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN (pg/L)
HCB	20 ± 3.7
α - HCH	1100 ± 81
γ - HCH	240 ± 29
Σ - HCH	1340
HEPTACLORO	5.9 ± 1.3
<i>Trans</i> - CLORDANO	17 ± 9.3
<i>cis</i> - CLORDANO	13 ± 5.7
4,4' - DDE	17 ± 7.1
4,4' - DDD	17 ± 7.3
4,4' - DDT	26 ± 12
Σ - DDT	87
Σ - BPC	560 ± 180

El contenido de HCs por unidad de material particulado suspendido puede ser, debido a su naturaleza hidrofóbica, significativamente mayor que las concentraciones disueltas en la misma muestra. La concentración de estos compuestos en el material particulado es función del área superficial disponible en los sedimentos y del contenido de carbono orgánico, por lo que se concentran principalmente en la fracción $<63 \mu\text{m}$ de partículas. Por tanto, el análisis de núcleos de sedimentos permite detectar la fluctuación

en concentración de HCs en el medio, así como hacer comparaciones en función de tiempo (Boon y Duinker, 1986).

Por su parte, El-Did y Badawy (1985) observaron a partir del análisis de núcleos de sedimentos una tendencia general en la concentración de los HCs, siguiendo el orden: p, p' -DDE > p, p' -DDT > endrin > lindano > clordano > HCB. Además, argumentan que las concentraciones relativamente altas de p, p' -DDT y sus productos de degradación por actividad microbial "*in situ*", indican una aplicación reciente.

A causa de su alta hidrofobicidad, muchos HCs cíclicos presentan altos factores de bioconcentración en organismos; esta propiedad permite su uso en el monitoreo de la contaminación en el ambiente marino. Sin embargo, es importante considerar varios factores que afectan la concentración en la biota acuática, tales como: (1) diferencias en el hábitat y tipo de alimentación de una especie, (2) la eliminación de los HCs puede ocurrir sin cambios en la estructura o en una forma diferente como un metabolito, y (3) la concentración en los organismos puede ser influenciada por procesos fisiológicos internos (i.e. metabolismo de lípidos) (Boon y Duinker, 1986).

De igual forma, Farrington *et al.* (1986) consideran que la solubilidad y el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{ow}) son parámetros que permiten predecir la concentración de los HCs en la biota, pero influenciados por factores químicos que afectan los procesos de incorporación y liberación. Asimismo, señalan que las transformaciones metabólicas influyen significativamente en estos parámetros, por lo cual se hace necesario más investigación sobre los factores químicos y sus dinámicas en los ciclos biogeoquímicos de contaminantes orgánicos.

El análisis de los niveles de concentración de HCs en organismos es realizado para diferentes propósitos, entre los cuales destacan: (1) determinar la calidad del ambiente, (2) evaluar la calidad de los organismos como alimento, y (3) el uso de ciertas especies como bioindicadoras de niveles de contaminantes. En este último punto, es importante considerar diferentes aspectos relacionados con la biología de la especie (hábitat, alimentación, ciclo reproductivo, contenido de lípidos, etc.), así como tipo de tejido que será analizado.

El-Dib y Badawy (1985) determinaron que el p,p'-DDT y sus metabolitos fueron los más ampliamente distribuidos en peces del Mar Mediterráneo, con niveles más altos comparados con otros insecticidas. Otros HCs detectados fueron los bifenilos policlorados (BPC's) encontrados en todas las especies recolectadas, lo cual coincide con la amplia distribución de BPC's en el agua de mar y sedimentos. Finalmente, señalan que la eficiencia de acumulación de HCs en los peces sigue el orden determinado por Addison (1976): BPC's > DDT > dieldrin > lindano, señalando que el lindano no fue detectado en sus muestras. Por otra parte, Kucklick *et al.* (1994) detectaron niveles de HCs comparables en peces (*Coregonus autumnalis migratorius* y *Comephorus dybowskii*) del Lago Baikal con los peces Grandes Lagos, reflejando concentraciones similares en el agua, aunque se presentan diferencias sustantivas individuales en HCs. Respecto a mamíferos pinípedos, presentan niveles de HCs para la foca Baikal (*Phoca siberica*) comparables a los de focas del Ártico (*Phoca hispida*) y muy similares a las concentraciones en focas del oeste de Europa. Así también, se indica que los niveles de

BPC's totales, p, p'-DDE y p, p'-DDT para la foca Baikal excedieron los límites legales establecidos para peces en Canadá y E.U.A. (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de las concentraciones de hidrocarburos clorados en agua, peces y focas de diferentes localidades geográficas. Tomado de Kucklick *et al.* (1994).

LOCALIDAD	COMPUESTOS				
	p,p'-DDE	HCB	Σ HCH	Σ DDT	Σ BPC
AGUA (pg/L)					
Grandes Lagos	18-45	18-73			
Lago Baikal	10.3 $\pm$ 3.7	20 $\pm$ 3.7			
PECES (mg/kg lípido)					
Burbot (hígado)			0.04	1.03	
Grandes Lagos					
Omul			0.026	0.61	
Lago Baikal					
FOCAS (mg/kg lípido)					
Artico			0.23		
Oeste de Europa				65	75
Lago Baikal			0.21	62	26

En la investigación realizada por Cossa *et al.* (1992), en el lenguado (*Platichthys flesus*) de las costas del Atlántico Francés, las concentraciones encontradas en músculo (p,p'-DDE 2-78; p,p'-DDD 0.5-23; p,p'-DDT 1-13 ng.g⁻¹ peso seco) no representaron niveles dañinos para el consumo humano; además concluyeron que este pez puede ser usado como bioindicador de la contaminación.

Kelly y Campbell (1994) consideran que la mayor parte de la variación en la estimación del promedio de contaminantes en el tejido de pez, resulta de la variabilidad biológica inherente a la población, incluyendo cambios estacionales en la condición

fisiológica. Por lo anterior recomiendan que el monitoreo en peces debe ser confinado al período de predesove.

Debido a que las concentraciones de hidrocarburos clorados varían según el tipo de tejido analizado, se recomienda que en estudios comparativos las variables biológicas y ambientales sean en lo posible estandarizadas (Miskiewicz y Gibbs, 1994) (Tabla 3). Además, si el objetivo del estudio está dirigido a temas de salud, el homogeneizado del tejido muscular completo debe ser analizado. Igualmente, se recomienda que varias especies sean muestreadas de manera simultánea, lo cual es importante en estudios de monitoreo de contaminantes (Suns y Hitchin, 1992, Miskiewicz y Gibbs, 1994).

Tabla 3. Concentraciones de hidrocarburos clorados (mg k^{-1} peso húmedo) comparadas en diferentes tipos de tejido de peces. Tomado de Miskiewicz y Gibbs (1994).

TEJIDO/ ESPECIE	n	HCB	CLORDANO	OXICLORDANO	DIELDRIN	DDE	DDT
MÚSCULO							
<i>Meuschenia trachylepis</i>	9						
<i>Nelusetta ayraudi</i>	9	1	0	1	0	1	0
HÍGADO							
<i>Meuschenia trachylepis</i>	8	8	8	5	6	7	8
<i>Nelusetta ayraudi</i>	9	8	8	3	0	8	8

n = tamaño de muestra

Estudios comparativos realizados en trucha de lago (*Salvelinus namaycush namaycush*) de los Grandes Lagos Michigan y Superior, evidencian diferencias en las concentraciones de HCs además de los patrones espacio-temporales de bioacumulación. Los BPC's totales presentaron la mayor abundancia de los compuestos analizados en los peces de ambos lagos, seguidos por el DDT y sus metabolitos, clordano total y dieldrin. Las concentraciones de los contaminantes fueron mayores en la trucha del Lago

Michigan, en comparación con peces de edad similar del Lago Superior (Miller *et al.*, 1992) (Tabla 4).

Tabla 4. Concentraciones de hidrocarburos clorados (mg k^{-1} de músculo) de la trucha *Salvelinus namaycush namaycush*, comparadas en diferentes localidades a través del tiempo. Tomado de Miller *et al.* (1992).

LOCALIDAD	BPCs	p,p'-DDT	p,p'-DDE	CLORDANO	DIELDRIN
LAGO MICHIGAN					
1975	6.7±0.4	-	-	-	-
edad 4.3 años					
1990	2.6±0.5	0.2±0.1	1.3±0.5	0.1±0.03	0.1±0.03
edad 6.4 años					
LAGO SUPERIOR					
1982	0.8±0.1	0.05±0.02	0.3±0.09	-	0.05±0.01
edad 11.8 años					
1987	0.2±0.01	-	-	-	-
edad 6.1 años					

Kannan *et al.* (1992) argumentan que los monitoreos a largo plazo son herramientas valiosas para estimar las tendencias de la contaminación ambiental por compuestos químicos persistentes, así como para determinar la efectividad de acciones legales en la reducción de riesgos sobre la salud humana y la vida silvestre. Igualmente, el análisis temporal de los datos permite predecir los efectos subsecuentes de sustancias tóxicas.

II.3 El Proceso de Bioacumulación

Entre los efectos ambientales relacionados con la persistencia de los HCs, se encuentra la bioacumulación y la biomagnificación de sus residuos a través de las redes tróficas (Rendon von Osten, 1990).

La bioacumulación se define como el proceso por el cual un organismo toma del medio sustancias no nutritivas y las acumula en sus tejidos (Loera y Albert, 1990). A partir de bioensayos ha sido posible entender el comportamiento de los compuestos químicos en los ambientes naturales. Se han desarrollado modelos llamados de “un compartimento” para entender la bioconcentración de compuestos lipofílicos no degradables por los peces (Connell, 1988).

De acuerdo a las características fisicoquímicas de los HCs, la bioconcentración de compuestos no degradables aumenta con el incremento de la lipoafinidad, expresada por el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{OW}) (Cullen y Connell, 1992; Liu *et al.*, 1996). Por ejemplo, en la figura 1 se muestra la relación que existe entre el factor de bioconcentración ($\log FBC$) y el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{OW}) observada en las especies ícticas dulceacuícolas de *Pimephales promelas*, *Oncorhynchus mykiss* y *Lepomis macrochirus* (Veith *et al.* 1979).

También, Connell (1990) señaló que esta relación puede ser válida únicamente con compuestos que presentan valores de $\log K_{OW}$ fluctuando de 2 a 6.5. Entre estos compuestos se encuentran el ΣDDT ($\log K_{OW} = 4.43$), el dieldrin ($\log K_{OW} = 3.84$), los BPCs (mezcla Aroclor 1016 $\log K_{OW} = 4.65$), el p,p'-DDT ($\log K_{OW} = 4.47$), el clordano ($\log K_{OW} = 4.58$) y el p,p'-DDE ($\log K_{OW} = 4.71$) (Veith 1979; Cullen y Connell, 1992). Es por esto que Veith *et al.* (1979) concluyen que el $\log K_{OW}$ puede ser usado para estimar el $\log FBC$ de un compuesto químico no analizado a partir de FBC relativos.

Diferentes factores influyen en las concentraciones de los HCs en los organismos, entre los más importantes se menciona al nivel trófico en que se sitúa una especie.

Debido a que estas sustancias exhiben un nivel alto de persistencia en los sistemas biológicos, es posible que se transfieran fácilmente de un nivel a otro, produciendo la biomagnificación (cf. Shaw y Connell, 1982). Sustancias como el DDT muestran también un incremento progresivo en sus concentraciones con el nivel trófico. Sin embargo, el comparar concentraciones de BPC's entre los diferentes niveles tróficos resulta complicado, debido a posibles variaciones en las relaciones depredador-presa, diferencias entre los organismos en los mecanismos de captación directa de HCs desde el agua, diferentes características metabólicas, patrones de movimiento, entre otros (Shaw y Connell, 1982).

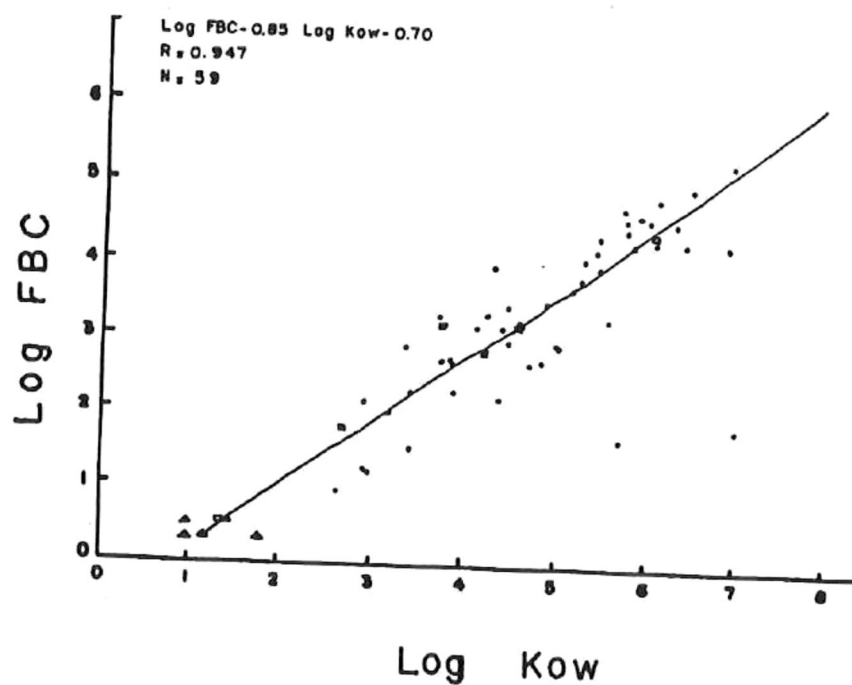


Fig. 1. Correlación entre el factor de bioconcentración (FBC) y el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{ow}). Tomado de Veith *et al.* (1979) ● *Pimephales promelas*, □ *Oncorhynchus mykiss* ▲ *Lepomis macrochirus*.

II.4 Hidrocarburos Clorados en Fauna del Valle de Mexicali, B.C.

Entre los vertebrados más afectados por los insecticidas clorados se encuentran las aves, cuyos daños pueden ser agudos o crónicos dependiendo de factores como la temperatura ambiental, el tipo de hábitat, así como la edad, fisiología y posición trófica de la especie. Por tal motivo, los hidrocarburos clorados pueden almacenarse en el tejido adiposo de las aves en concentraciones que causan intoxicaciones agudas principalmente durante la reproducción. Entre los efectos causados por la exposición crónica de las aves a los plaguicidas destacan alteraciones fisiológicas y metabólicas tales como el adelgazamiento de la cáscara del huevo, retraso en la reproducción, alto porcentaje de mortandad a nivel embrionario y posteclosión, y baja viabilidad de los polluelos (Rendon von Osten, 1990).

En la zona agrícola del Valle de Mexicali, se han detectado HCs, en la garza ganadera (*Bubulcus ibis*), en niveles de hasta $20 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo de DDE en músculo (Mora, 1990; 1991). Esta especie es considerada un buen indicador de la contaminación por pesticidas en áreas agrícolas, debido a su dieta insectívora (Siegfried, 1971), donde los insecticidas pueden ser acumulados en niveles peligrosos por contacto directo o por la ingestión de presas contaminadas con estos compuestos químicos (Pimentel y Levitan, 1986).

Mora (1991) estableció que en el Valle de Mexicali, el evento de anidación de la garza ganadera fue coincidente con el período de mayor aplicación de insecticidas. Los resultados de sus análisis mostraron la presencia de DDE en todos los huevos ($n = 50$) recolectados durante dos etapas de muestreo (1987 $n = 40$ y 1988 $n = 10$), en niveles

significativamente más altos que cualquier otro hidrocarburo clorado detectado (Tabla 5). Además concluyó que este ardeido se encuentra bien establecido en el valle y que su reproducción no fue seriamente afectada por las concentraciones de DDE u otro compuesto.

Tabla 5. Concentración de algunos hidrocarburos clorados detectados ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo) en huevos de la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) del Valle de Mexicali, B.C., México. Tomado de Mora (1991).

COMPUESTO	1987 FRECUENCIA	(n = 40) PROMEDIO	1988 FRECUENCIA	(n = 10) PROMEDIO
HCH	37	0.01	4	0.02
Endosulfan	33	0.02	5	0.02
p,p'-DDE	40	3.2	10	3.4
p,p'-DDD	25	0.02	ND	-
p,p'-DDT	39	0.03	2	0.02

n = tamaño de muestra, ND = No detectado.

En las especies de moluscos que habitan en el sistema de riego del Valle de Mexicali (*Corbicula fluminea*) y en el Alto Golfo de California (*Chione californiensis* y *Modiolus capax*), los análisis de HCs en los tejidos blandos indican la presencia de DDT y sus metabolitos y el BPC (Aroclor 1254) en *C. fluminea*, mientras que en *Chione californiensis* y *Modiolus capax*, el p,p'-DDE fue el único detectado con un orden de magnitud menor al de *C. fluminea* (Tabla 6). Asimismo, ninguna de las especies mostró diferencias temporales significativas en las concentraciones de los HCs, y sólo en *C. fluminea* se encontró una heterogeneidad geográfica en dichas concentraciones. En general, las concentraciones se encontraron por debajo de los límites permitidos para el

consumo humano (de $5.0 \mu\text{g g}^{-1}$ [= $5,000 \text{ ng g}^{-1}$] de tejido húmedo, USFDA, 1984) (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1988a; Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1989).

En cuanto a la presencia de HCs en especies ícticas en el Valle de Mexicali, los resultados obtenidos por Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988b, 1989) en la carpa común (*Cyprinus carpio*) y la tilapia (*Tilapia* sp.) indican que únicamente el DDT y sus metabolitos o,p', p,p'-DDE, DDD, DDT y DDMU (Tabla 6), fueron encontrados regularmente en todas las localidades. El p,p'-DDE fue el más abundante en ambos peces y no presentó correlación con las características biométricas y el porcentaje de lípidos de los ejemplares analizados. Las concentraciones detectadas en tilapia no mostraron una distribución geográfica definida, contrario a lo que sucedió en la carpa común. No se observó variabilidad temporal en las concentraciones de los HCs y los niveles de DDT total cuantificados estuvieron por debajo de los límites permitidos para el consumo humano (USFDA, 1984).

Tabla 6. Concentraciones de hidrocarburos clorados (ng g^{-1} peso seco) en especies de moluscos y peces del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. Tomado de Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988a, 1988b).

ESPECIE / MUESTREO	p,p'- DDE	COMPUESTOS DDT total	BPC
MOLUSCOS			
<i>Corbicula fluminea</i>			
1985	181-1632	191-1746	76-166
1986	150-1030	200-1346	64-180
<i>Chione californiensis</i>			
1985	5	5	-
1986	11	11	-
<i>Modiolus capax</i>			
1985	3-9	3-9	-
1986	3-8	3-8	-
PECES			
<i>Tilapia sp.</i>			
1985	101-247	101-278	-
1986	98-1219	112-1271	-
<i>Cyprinus carpio</i>			
1985	135-3687	135-4147	-
1986	25-1723	25-1916	-

II.5 Sinopsis de las Especies Ícticas Analizadas

Dorosoma petenense (Günther, 1867)

Nombre Común: Threadfin shad (E.U.A.) y topote (México).

Distribución General: Habita en ríos y estuarios desde Belice hasta el Río Ohio en Kentucky, Sur de Indiana, Este y Sur de Oklahoma, así como en Texas y Florida, E.U.A. (Burgess, 1980).

Distribución en Baja California: Registros de distribución exótica en Baja California son aquellos del Bajo Río Colorado (Burgess, 1980; Varela-Romero, 1989) y la Laguna Salada (Compeán y Baylón, 1983).

Reconocimiento: Dorso color gris-pizarra a negro azulado, flancos plateados y una mancha oscura por detrás de la abertura branquial. Los machos reproductivos presentan tonalidad amarillenta en la región cefálica inferior y en la base de las aletas pares; su cuerpo es relativamente alto y comprimido; una muesca bien marcada en la parte media de la mandíbula; aleta dorsal con 11-14 radios, el último a manera de filamento; la aleta anal con 17-27 radios; y la línea lateral suele presentar de 40 a 48 escamas (Page y Burr 1991; Whitehead y Rodríguez-Sánchez, 1995).

Hábitat: Esta especie prefiere los remansos profundos y abiertos de fondo de arenacieno, grava y manto rocoso (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987b).

Tipo y Hábito Trófico: Zooplanctívora (filtrador de zooplankton). Su dieta está compuesta básicamente de copépodos, cladóceros y larvas de peces (Carlander, 1969) que son capturados a través de las branquiespinas a manera de tamiz que conforman su aparato branquial (Keast y Webb, 1966; Whitehead y Rodríguez-Sánchez, 1995).

Ameiurus natalis LeSueur, 1819

Nombre Común: Yellow bullhead (E.U.A.) y bagre torito amarillo (México).

Distribución General: Parte oriental y central de los Estados Unidos de América (Glodek, 1980), incluyendo la cuenca del Río Grande [Río Bravo] (Page y Burr, 1991).

Distribución en Baja California: Aunque esta especie ha sido registrada como exótica en California (E.U.A.) desde 1874 (Dill y Cordone, 1997), pero su presencia en el Bajo Río Colorado de Baja California fue reportada muy recientemente (Ruiz-Campos, 1995).

Reconocimiento: Barbelas mentonianas amarillas, aleta anal moderadamente larga con 25-26 radios, siendo los anteriores ligeramente más largos que los posteriores (Ruiz-Campos, 1995); el margen posterior de la espina pectoral es aserrada y con 5 a 8 dientes grandes; el borde de la aleta anal es ligeramente recto (Page y Burr, 1991); dorso y lados del cuerpo color amarillo oliváceo, y vientre blanquecino (Page y Burr, 1991; Ruiz-Campos, 1995).

Hábitat: Preferentemente en aguas cálidas y diáfanas con flujos permanentes y con fondo rocoso (Minckley, 1973). Se reproduce a finales de la primavera (Carlander, 1969), construyendo nidos en el fondo fangoso entre troncos y raíces, bajo el cuidado de los machos (Scott, 1954). En el Bajo Río Colorado de Arizona es usado para el consumo humano (Dill, 1944).

Tipo y Hábito Trófico: Carnívoro secundario (béntico). Este bagre depreda sobre presas animales del bentos, especialmente crustáceos, insectos, moluscos y peces (Scott, 1954; Carlander, 1969).

***Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802)**

Nombre Común: Largemouth bass (E.U.A.) y lobina negra (México).

Distribución General: Desde la región de Los Grandes Lagos hasta el Valle del Mississippi, Florida, Carolina del Norte y el noreste de México [Río Bravo] (Page y Burr, 1991). En la actualidad ha sido introducida como pez de interés deportivo en gran parte de los Estados Unidos de América y en el extremo sur de Canadá (Page y Burr, 1991).

Distribución en Baja California: Su presencia como exótico en Baja California ha sido reportada en el Río Hardy (Follett, 1960), Río Colorado (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987a), Laguna Salada (Compeán y Baylón, 1983; Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987a), y en la presa Emilio López Zamora (Ruiz-Campos *et al.*, 1995).

Reconocimiento: Cuerpo ligeramente comprimido; boca grande, con el extremo posterior del maxilar llegando por debajo del borde posterior del ojo; aleta dorsal presenta 10 espinas y 12-13 radios; aleta anal con 3 espinas y 10-11 radios; con 65 a 70 escamas en una serie longitudinal (Alvarez, 1970). Coloración verde oscuro en el dorso y verde oliváceo en los lados (Trautman, 1957; Cirilo-Sánchez, 1982). Una estola oscura discurre longitudinalmente sobre los lados del cuerpo, siendo muy marcada en juveniles y adultos, pero desvanecida en los ejemplares seniles (Trautman, 1957).

Hábitat: Ambientes lénticos bien iluminados, con fondos de arena, cieno y grava. La época de desove ocurre en febrero a temperaturas entre 15 y 18°C, pero en las ciénagas puede extenderse hasta julio (Carlander, 1977).

Tipo y Hábito Trófico: Carnívoro terciario pelágico. Los hábitos alimenticios de este pez son fundamentalmente carnívoros, con tendencia entomófaga durante juvenil e ictiófaga cuando adulto (Carlander, 1977; Minckley, 1982). Ejemplo de lo anterior, es lo reportado por Cirilo-Sánchez (1982) para la lobina negra de la Presa Vicente Guerrero, Tamaulipas, México, donde la dieta es dominada por presas de origen íctico como el topote (*Dorosoma petenense*) y la mojarra de agalla azul (*Lepomis macrochirus*). Igualmente, en el Bajo Río Colorado de Arizona, peces forrajeros como el topote y la sardinita roja (*Cyprinella lutrensis*) son componentes importantes en la dieta de la lobina negra (Minckley, 1982).

Mugil cephalus Linnaeus, 1758

Nombre Común: Striped mullet (E.U.A.) y lisa cabezona (México).

Distribución General: Distribución circumtropical. En el Pacífico americano se encuentra desde California hasta Chile, incluyendo el Golfo de California e islas Galápagos (Harrison, 1995).

Distribución en Baja California: Esta especie eurihalina ha sido registrada en la región del Bajo Río Colorado, incluyendo sus tributarios (Follett, 1960; Castro-Aguirre, 1978; Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987a).

Reconocimiento: Cuerpo alargado y esbelto, cabeza ancha y hocico corto; ojos con párpado adiposo muy desarrollado (adultos); dos aletas dorsales cortas y bien separadas, la primera de ellas con cuatro espinas delgadas y la segunda formada por radios suaves; branquiespinas delgadas, cortas en su porción anterior; el número de escamas en una serie

longitudinal de 37 a 44; cuerpo color gris azulado en el dorso, siendo más claro en los flancos, y plateado en el vientre; una serie de líneas oscuras recorren longitudinalmente el cuerpo, siguiendo las serie de escamas; individuos adultos llegan a alcanzar 55-75 cm de longitud y pesar 3.5-4.5 Kg (Dill, 1944; Yáñez-Arancibia, 1977).

Hábitat: Este pez es frecuentemente encontrado en aguas costeras someras y puede penetrar en las lagunas litorales y en los ríos; además de que puede vivir en áreas contaminadas por aguas residuales. Este mugilido habita parte de su ciclo de vida en la región del Bajo Río Colorado, pero en invierno los adultos migran hacia el Golfo de California para el desove, actividad que ocurre entre noviembre y abril, con una fecundidad promedio entre 900,000 a 1,900,000 huevos. En estas aguas costeras transcurre el desarrollo ontogénico hasta la etapa juvenil, los cuales migran a las zonas de crianza en el estuario del Río Colorado (McGinnis, 1984).

Tipo y Hábito Trófico: Detritívoro (iliófago). Su alimentación se confina a detritus, además de microalgas, bacterias, microinvertebrados y plancton, por lo cual esta especie juega un papel muy importante en el flujo de energía (Dill, 1944; Brusle, 1981).

III. HIPOTESIS

- a) Se espera encontrar una variación estacional en la concentración de hidrocarburos clorados en el tejido hepático de cuatro especies ícticas comunes de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.
- b) Se espera observar diferencias significativas en las concentraciones de hidrocarburos clorados del tejido hepático de las especies analizadas, entre los sitios de muestreo.
- c) Con base en la persistencia de los hidrocarburos clorados en el ambiente, se espera demostrar el fenómeno de biomagnificación en las cuatro especies ícticas aquí analizadas, considerando el nivel trófico de las mismas.

IV. OBJETIVOS

IV.1 Objetivo General

Determinar la concentración de hidrocarburos clorados en cuatro especies ícticas comunes de la región Río Colorado–Río Hardy, Baja California, México.

IV.2 Objetivos Particulares

- a) Determinar la concentración de hidrocarburos clorados en el tejido hepático de cuatro especies comunes y representativas de diferentes niveles tróficos en el sitio de estudio: *Dorosoma petenense*, *Ameiurus natalis*, *Micropterus salmoides* y *Mugil cephalus*.
- b) Comparar estacionalmente la concentración de hidrocarburos clorados en las especies ícticas.
- c) Comparar la concentración de hidrocarburos clorados de las especies analizadas entre las localidades de muestreo.
- d) Relacionar los niveles de hidrocarburos clorados en cada una de las especies, respecto a su posición trófica.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

V.1 Área de Estudio

El Valle de Mexicali, Baja California, se localiza al sureste de la ciudad del mismo nombre. Geográficamente se ubica entre las siguientes coordenadas: $114^{\circ} 45' 00''$ y $115^{\circ} 30' 00''$ de longitud oeste, y $32^{\circ} 00' 00''$ y $32^{\circ} 45' 00''$ de latitud norte (Fig. 2).

Hidrología

En Baja California se presentan varias regiones hidrológicas, siendo la más importante la correspondiente al Río Colorado, cuya mayor superficie de cuenca ($634,000 \text{ km}^2$) se encuentra en los Estados Unidos de América y una área menor en los Estados Mexicanos de Sonora y Baja California ($5,052.6 \text{ km}^2$). Las aguas de este importante río drenan en el Golfo de California (INEGI, 1995).

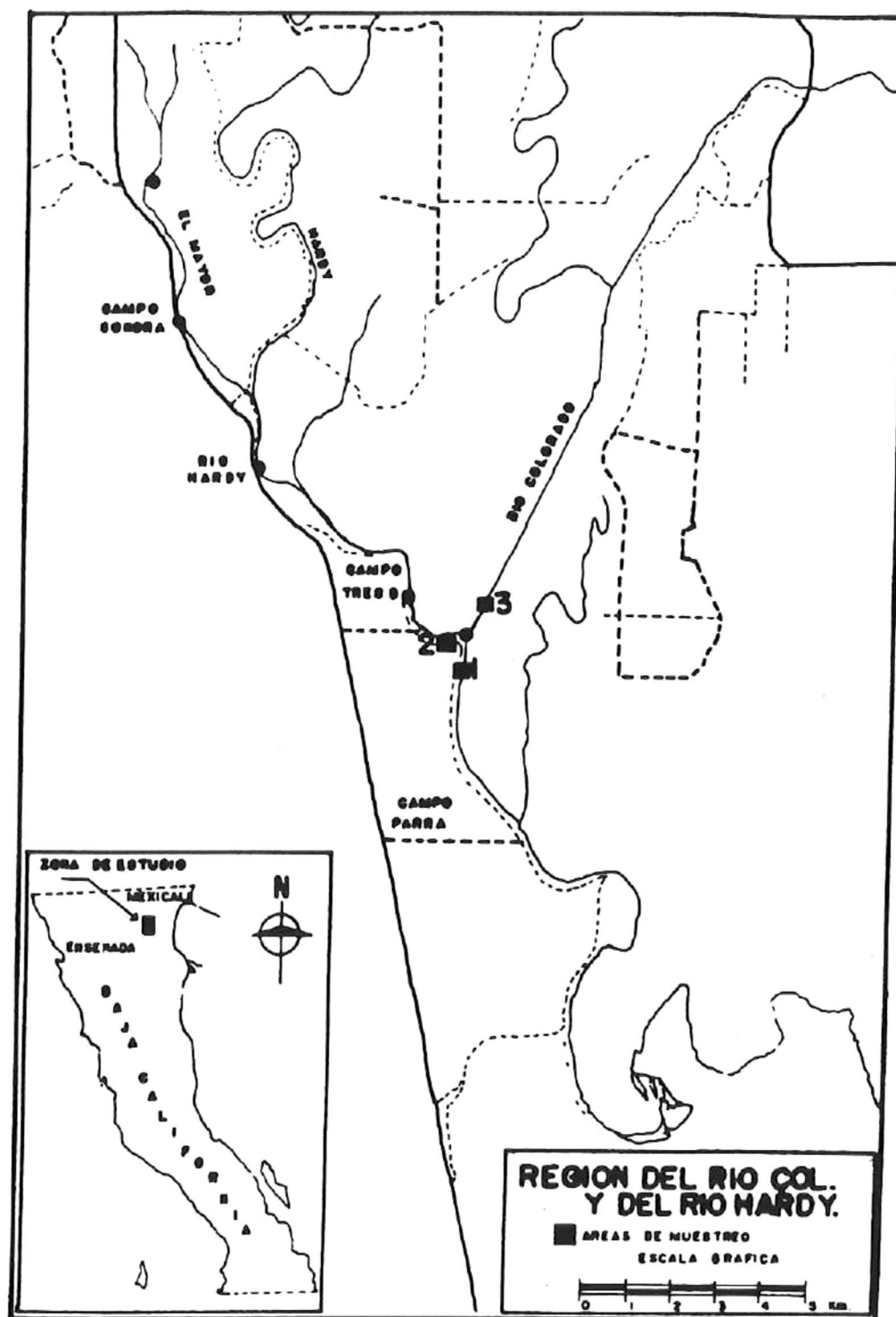


Fig. 2. Localización geográfica del área de estudio y de las localidades de muestro en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.

Clima

El clima en esta región se considera del tipo árido y extremoso, con temperaturas máximas hasta de 47 °C en verano y mínimas hasta de -2 °C en invierno. Las lluvias son escasas en la mayor parte de la franja costera del Golfo de California, particularmente en el delta del Río Colorado, donde la precipitación media anual es de 40 mm (INEGI, 1995).

Fauna

La avifauna de la región del valle agrícola de Mexicali, fue recientemente estudiada por Ruiz-Campos y Rodríguez-Meraz (1997). Estos autores registraron 108 especies durante el período de febrero de 1994 a diciembre de 1995, clasificando a las especies según su concurrencia temporal en 31 residentes, 50 visitantes invernales, 24 visitantes veraniegos, 2 visitantes ocasionales y 1 visitante en tránsito.

Varios mamíferos son conocidos a concurrir en el área, tales como mapache (*Procyon lotor*), gato montés (*Lynx rufus*), coyote (*Canis latrans*), tejón (*Taxidea taxus*) y borrego cimarrón (*Ovis canadensis cremnobates*) (Stone y Rhoads, 1905; Nelson, 1921; Dill, 1944).

Vegetación

La vegetación primaria nativa del Bajo Río Colorado es del tipo chaparral desértico sonorense (Brown y Lowe, 1980). Desde inicios de este siglo, los biotopos de vegetación ribereña mesófila caracterizados por álamos (*Populus fremontii*) y sauces

(*Salix gooddingii*) (Nelson, 1921), han sido altamente reducidos por el impacto de obras hidráulicas y el desarrollo agrícola progresivo, lo cual ha propiciado el establecimiento de vegetación secundaria dominada por el pino salado exótico (*Tamarix ramosissima*) (Ohmart et al., 1977; Ruiz-Campos y Rodríguez-Meraz, 1997).

V.2 Trabajo de Campo

Se realizó un total de cuatro muestreos ictiológicos con duración de 3 días cada uno (agosto y noviembre de 1994, y febrero y mayo de 1995). Las localidades de muestreo (Fig. 2) se determinaron con base en una visita de prospección, seleccionando: (1) Río Colorado, 50-500 m después de la confluencia con el Río Hardy; (2) Río Hardy, 30-100 m antes de la confluencia con el Río Colorado; y (3) Río Colorado, 100-800 m antes de la confluencia con el Río Hardy.

Las especies ícticas consideradas para este trabajo fueron: *Dorosoma petenense*, *Ameiurus natalis*, *Micropterus salmoides*, y *Mugil cephalus*. Cabe señalar que *M. cephalus* fue la única especie que se presentó en todos los muestreos.

Los peces fueron recolectados empleando métodos pasivos como redes agalleras de tipo experimental (confeccionadas con diferentes tamaños de luz de malla) y trasmallos, lo cual permitió capturar ejemplares de diferentes tallas. El tiempo de captura varió de 24 a 48 horas, realizándose revisiones periódicas de los artes de captura cada 12 horas.

Ocho variables fisicoquímicas del agua fueron medidas de manera simultánea, en cada una de las localidades de muestreo, empleando un multianalizador Hydrolab Scout 2

(Hydrolab Co. Austin, Texas). Las variables cuantificadas fueron: profundidad (m), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (ppm), potencial de hidrógeno (pH), porcentaje de saturación de oxígeno (%), conductividad (mS/cm), salinidad (‰), y sólidos disueltos totales (g/L). Adicionalmente se midió la turbidez (cm) usando un disco de Secchi.

Los peces recolectados fueron medidos en el campo donde se registró el peso (g) y la longitud patrón (mm) de cada espécimen. Posteriormente, los especímenes fueron colocados en bolsas de papel aluminio, etiquetados y conservados en hielo hasta su traslado al laboratorio. En el laboratorio los organismos fueron mantenidos en un congelador (-4°C) hasta el momento de ser disecados para la extracción del hígado.

Las muestras de sedimento se recolectaron con una draga limnológica tipo Van Veen. Para la obtención de las muestras, únicamente se tomó la parte superficial del sedimento (1 cm) que fue depositado en frascos de vidrio previamente descontaminados, mantenidas en hielo hasta su traslado al laboratorio donde permanecieron congeladas previo a su análisis.

Una submuestra de las especies ícticas recolectadas fue depositada en la Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California.

V.3 Trabajo de Gabinete

Cada organismo íctico una vez descongelado fue disecado para extraer el hígado. Este fue pesado en una balanza analítica (precisión 0.001 g) y colocado en una bolsa pequeña de papel aluminio etiquetada, posteriormente fue congelado hasta el momento de su análisis de hidrocarburos clorados.

Factor de Robustez

El factor de robustez o condición de Fulton (Lagler, 1978) fue calculado para cada espécimen íctico, a partir del peso y la longitud patrón. Este factor se calcula como:

$$K_{LP} = W / LP^3$$

donde: W = peso corporal (g)

LP = longitud patrón (mm)

Los valores obtenidos fueron multiplicados por un factor de 1×10^5 , permitiendo así que los valores resultantes queden expresados en un intervalo > 1 .

Índice Hepatosomático

Para cada espécimen íctico fue calculado el Índice Hepatosomático, como:

$$I. H. = \frac{\text{peso del hígado}}{\text{peso del pez}} \times 100$$

Este índice es una medida relativa del estado fisiológico y nutricional del organismo, el cual refleja que tan adecuadas son las condiciones del ambiente donde se desarrolla la especie (Anderson y Gutreuter, 1983).

V.4 Análisis de Hidrocarburos Clorados

V.4.1 Muestras Biológicas

La metodología empleada en el análisis de hidrocarburos clorados (HC) para muestras biológicas fue obtenida a partir de modificaciones de la técnica propuesta por Allchin *et al.* (1989).

Esta metodología consta de varias etapas, incluyendo la extracción de compuestos lipídicos del material biológico, un paso de limpieza o purificación del extracto, la separación de compuestos y el análisis cromatográfico para la identificación y cuantificación de los compuestos.

Limpieza de la Cristalería

Toda la cristalería usada en los análisis de los HC fue sometida a un proceso riguroso de limpieza. El material se colocó dentro de una solución de jabón Micro (aproximadamente al 2 % v/v) en un recipiente metálico a una temperatura aproximada de 50 a 60 °C durante un mínimo de 12 horas. Después el material se enjuagó perfectamente con agua desionizada, para luego ser colocado en una mufla y calentado a 400 °C por cuatro horas. Una vez extraído el material de la mufla, se envolvió en papel aluminio para evitar su contaminación y se almacenó en un lugar limpio. El material antes de ser usado fue enjuagado dos veces con acetona, seguido de dos enjuagues con hexano.

Limpieza de los Reactivos

Solventes

Todos los solventes usados en los análisis de hidrocarburos clorados, fueron de calidad cromatográfica Baxter.

Limpieza de la Celita (tierra de diatomeas)

La celita se colocó en dedales de fibra de vidrio dentro de sistemas de extracción Soxhlet de 250 ml y fue extraída con un volumen de 150 ml de la mezcla de acetona-hexano 1:1 por un mínimo de cuatro horas.

Una vez que el solvente fue eliminado por evaporación, los dedales con celita se colocaron en un horno a 60 °C por una hora para secar completamente. La celita se almacenó en un frasco ámbar previamente lavado y descontaminado.

Activación de la Alúmina (óxido de aluminio)

Para la activación de la alúmina (70-230 mallas ASTM, Merk 1077) se pesaron porciones de 20 g, las cuales se colocaron en una mufla a 600 °C por cuatro horas. Después de sacar la alúmina de la mufla, se llevó a una temperatura ca. 70 °C en un desecador y se desactivó agregando un 5% de agua extraída con hexano, la cual se agregó gota a gota con una microjeringa de 250 µl. A continuación la alúmina se agitó durante 20 minutos para que el agua se incorporara homogéneamente y posteriormente fue almacenada en un desecador en vacío hasta su utilización.

Sulfato de Sodio

El sulfato de sodio anhidro (Na_2SO_4) fue extraído en un sistema Soxhlet con una mezcla de acetona-hexano 1:1 por un tiempo mínimo de 12 horas. Una vez que se evaporaron los solventes, el sulfato de sodio anhidro se colocó en la mufla a 450 °C por cuatro horas para su activación. Después que se enfrió a temperatura ambiente, se almacenó en un matraz dentro de un desecador hasta su utilización.

Agua

A una cantidad de agua desionizada se le agregó hexano (proporción 9:1) en un embudo de separación y se agitó por unos minutos; ésta se dejó reposar y se colectó el agua, desechando el hexano. El procedimiento se repitió tres veces, posteriormente se mantuvo en una botella ámbar agregando unos mililitros de hexano.

Procedimiento de Extracción

Con el propósito de eliminar el agua del tejido, al material biológico (hígado) previamente pesado y descongelado, se le agregó una cantidad de celita en una proporción 1:2.5 y fue homogeneizado en un mortero de vidrio previamente descontaminado.

El homogeneizado es transferido a un dedal de fibra de vidrio y es colocado en un sistema de extracción Soxhlet de 250 ml. La extracción se realizó con una mezcla de acetona-hexano 1:1 (ca. 160 ml), durante un tiempo mínimo de 12 horas.

El extracto de lípidos fue concentrado usando un macro concentrador Kuderna-Danish (Supelco), hasta un volumen de 5 ml y transferido a un tubo graduado para centrifuga. Una alícuota de 1 ml del extracto fue tomada para la determinación de lípidos por el método gravimétrico.

La alícuota del extracto se colocó en un vial de 2 ml previamente pesado y se llevó a sequedad bajo un flujo suave de nitrógeno calentando a una temperatura aproximada de 70 °C; y posteriormente el vial se colocó dentro de un horno a 70 °C por 4 horas. Finalmente, el vial es llevado a temperatura ambiente dentro de un desecador para después ser pesado nuevamente y calcular el contenido de lípidos en la muestra.

La otra parte del extracto fue concentrada hasta ca. 0.5 ml bajo flujo de nitrógeno y aforada a 1 ml con hexano, con el propósito de eliminar cualquier resto de acetona. Posteriormente, es agregado el estándar interno, el cual es una mezcla de dos bifenilos policlorados (BPCs) el 2,2',3,3',4,5,5',6-octaclorobifenilo (BPC-198) y el 2,2',4,5',6-pentaclorobifenilo (BPC-103).

Preparación de las Muestras Combinadas o "Pools"

Con el objeto de extraer la cantidad de lípidos necesaria para el análisis de hidrocarburos clorados en el hígado de ejemplares ícticos pequeños, éstos se combinaron en grupos de 2 a 10, cada cual constituyendo una muestra llamada "pool". La selección de los hígados para conformar las muestras ("pools") fue basado en las tallas de los especímenes examinados.

Limpieza del Extracto

Preparación de la Columna

Para la limpieza del extracto de lípidos, se emplearon columnas cromatográficas de borosilicato (250 x 6 mm D.I.). La columna fue empacada colocando un tapón de fibra de vidrio (tratado con acetona y hexano para su limpieza) en el extremo inferior. En seguida, se colocaron 3 g de alúmina desactivada al 5% y posteriormente se agregó una cantidad pequeña de sulfato de sodio anhidro (ca. 5 mm en la parte superior de la alúmina), con el propósito de eliminar posibles restos de humedad en el extracto.

Limpieza del Extracto

El extracto de lípidos fue colocado con una pipeta Pasteur directamente sobre el sulfato de sodio anhidro, se agregó 1 ml de hexano para enjuagar el tubo, el cual se adicionó hasta que el nivel del extracto estuvo al nivel del sulfato de sodio. Este paso fue repetido varias veces. A continuación se agregaron 18 ml de hexano a la columna para eluir los hidrocarburos clorados, recuperando así la fracción I del eluyente, en un tubo de ensaye de 50 ml. Posteriormente se eluyó 15 ml de una solución de dietil-éter al 20 % en hexano, el eluyente de esta mezcla se recuperó también en un tubo de ensaye de 50 ml y se consideró como la fracción II.

Ambos eluatos fueron concentrados en hexano, en un bloque digestor a ca. 45 °C bajo un flujo suave de nitrógeno, hasta aproximadamente 0.3 ml. Después éstos fueron aforados a 1 ml con isooctano y reconcentrados a 0.5 ml, y finalmente aforados a 1 ml con isooctano.

Cada una de las fracciones obtenidas fueron transferidas a un vial de 2 ml descontaminado y etiquetado, en seguida almacenadas en un congelador hasta el momento de su análisis cromatográfico. El peso de los viales más las fracciones fue registrado en una bitácora, para el control en caso de pérdida del solvente por evaporación. Conjuntamente con las muestras se trataron "blancos" de procedimiento, siguiendo los mismos pasos, conteniendo únicamente la mezcla de estándar interno. Los pasos de este procedimiento se presentan en la Fig. 3.

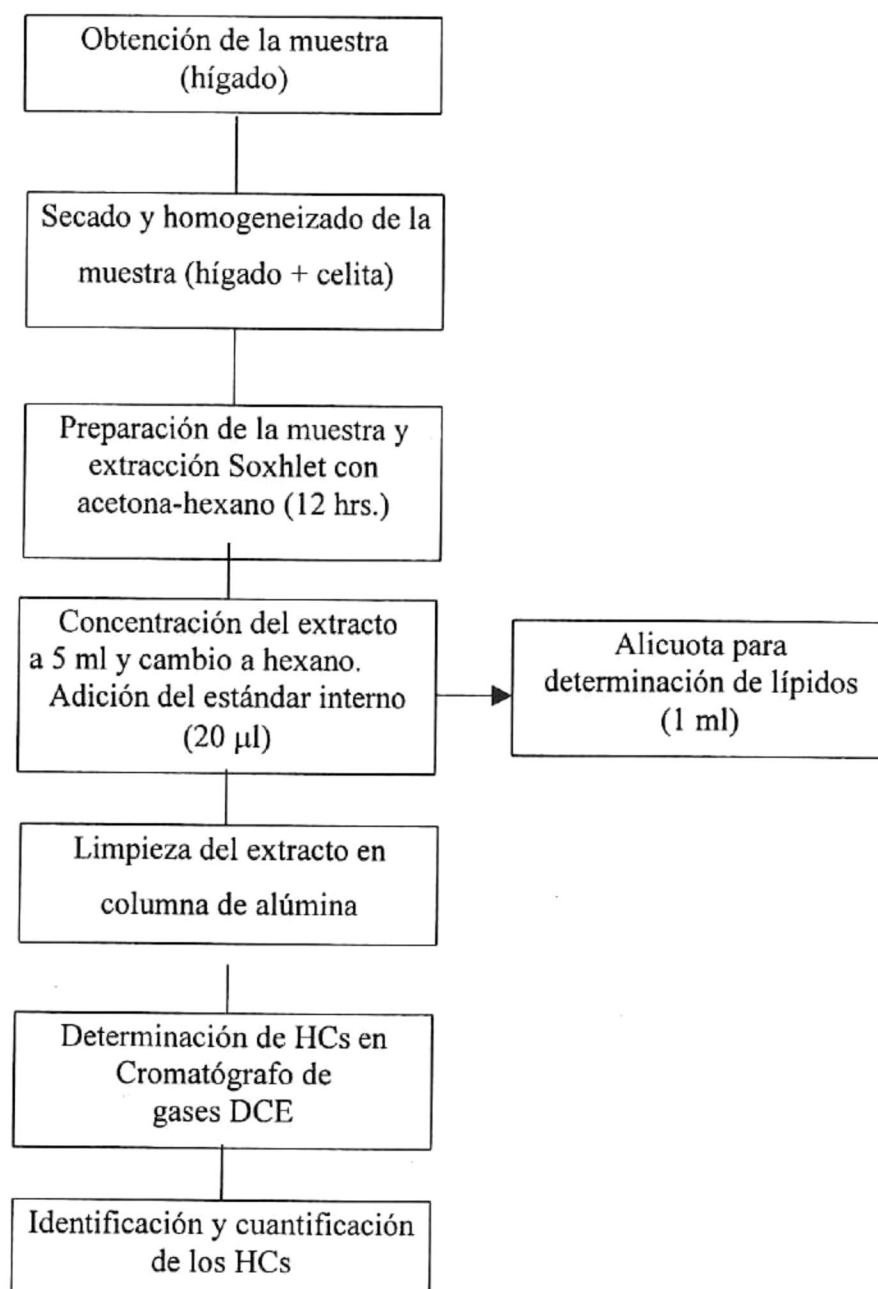


Fig. 3. Diagrama de flujo del proceso de análisis de hidrocarburos clorados en hígados de peces de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.

Análisis Cromatográfico

La determinación y cuantificación de los hidrocarburos clorados se realizó mediante el análisis por cromatografía gas-líquido de alta resolución, empleando un cromatógrafo de gases HP 5890A, con detector de captura de electrones (DCE 63) Ni. El instrumento fue equipado con un sistema procesador de datos Hewlett Packard 3392A y un automuestreador HP 7673A. Los analitos de interés fueron separados con una columna capilar DB-5 (J&W Scientific) de 60 m con 0.25 mm de diámetro interno. El volumen inyectado fue de 1 µl para muestras y estándares. Como gas transportador se utilizó helio UHP y nitrógeno como gas compensador del detector.

Las condiciones de operación para el análisis fueron las siguientes:

Temperatura del inyector 285 °C

Temperatura del detector 325 °C

Programa de temperatura para la columna:

Temperatura inicial 85 °C (pausa isotérmica de 2 min, razón de incremento de 10 °C/min alcanzando los 150 °C por 2.5 min).

Rampa A razón de incremento de 3 °C/min hasta 210 °C, pausa por 20 min.

Rampa B razón de incremento de 10 °C/min hasta los 300 °C y pausa de 35 min.

El integrador se programó a una atenuación de 5 y velocidad del papel de 0.5 cm/min.

V.4.2 Determinación de Hidrocarburos Clorados en Sedimentos

La metodología aplicada para este análisis fue basada en las modificaciones realizadas por Camacho-Ibar (1991) del método descrito por Boon *et al.* (1985).

Los pasos de limpieza de la cristalería, solventes, activación de la alúmina, activación del sulfato de sodio, agua extraída, fueron igualmente aplicados como se indican en el análisis de muestras biológicas.

Activación del Cobre

Se elaboraron esferas con hilo de cobre de 2 cm de diámetro, las cuales fueron activadas mediante el procedimiento siguiente:

Aplicando ácido nítrico al 10 % durante 25 min, se removieron los óxidos superficiales. Después de retirar el ácido nítrico, las esferas fueron enjuagadas tres veces con agua extraída con hexano. En seguida, las esferas fueron nuevamente enjuagadas dos veces con acetona y dos con hexano, luego agregándose hexano (limpio) se colocaron bajo un flujo suave de nitrógeno para eliminar el oxígeno; finalmente, las esferas se almacenaron en un matraz con tapa. En el caso de las esferas oxidadas, éstas fueron reactivadas con ácido clorhídrico al 25 %, siguiendo el mismo procedimiento para su enjuague y conservación.

Extracción de la Muestra

Para realizar la extracción del sedimento recolectado, éste fue secado en una estufa a 40 °C. Una vez seco se transfirió a un mortero de porcelana previamente descontaminado, se homogeneizó y se conservó en un frasco de vidrio hasta el momento de la extracción.

Se tomaron 20 g de sedimento seco y se les agregó 15 g de sulfato de sodio anhidro activado, se mezclaron para eliminar el agua presente en la muestra y facilitar la penetración del solvente al momento de la extracción. El sedimento más el sulfato de sodio fueron colocados en un dedal de fibra de vidrio, el cual a su vez fue introducido en un tubo de reflujo del sistema de extracción Soxhlet de 60 ml; a la muestra se le agregaron 20 µl del estándar interno, en el matraz balón del sistema de extracción se colocó el solvente (160 ml de diclorometano), más tres esferas de cobre activado; la extracción se realizó en un tiempo aproximado de 12-14 horas.

Una vez obtenido el extracto, fue concentrado en un sistema macroconcentrador Kuderna-Danish (Supelco) hasta un volumen de 5 ml y a su vez transferido a un tubo de centrifuga graduado de 5 ml para ser concentrado a 1 ml bajo flujo suave de nitrógeno en un bloque digestor a ca. 45 °C. Se agregaron al concentrado fragmentos pequeños de las fibras de cobre activado, para eliminar algún resto de sulfuros aún presente.

Preparación de la Columna y Limpieza del Extracto (sedimentos)

La preparación de la columna cromatográfica y la limpieza del extracto se realizó en forma similar a la descrita para muestras biológicas, a diferencia de éstas, los eluatos finales se concentraron y se aforaron a 1 ml con hexano, además se incluyeron unos hilos de cobre activado. Igualmente, fue procesada una solución “blanco” o de referencia, pasando por el mismo análisis, el cual contenía únicamente la mezcla del estándar interno.

Análisis Cromatográfico

La determinación y cuantificación de los hidrocarburos clorados, se realizó también por cromatografía gas-líquido de alta resolución, con la excepción de efectuar un cambio en el programa de temperaturas. Para las muestras en hexano la temperatura inicial se modificó a 50 °C, todos los demás parámetros cromatográficos permanecieron sin cambio (Fig. 4).

Para realizar la identificación de los picos correspondientes a cada compuesto, se recurrió a los tiempos de retención (T.R.) de los analitos encontrados en el estándar de fortificación (spike) y las mezclas estándar de plaguicidas (Ultra Sientific) una vez que se obtuvo su cromatograma (Tablas 7 y 8).

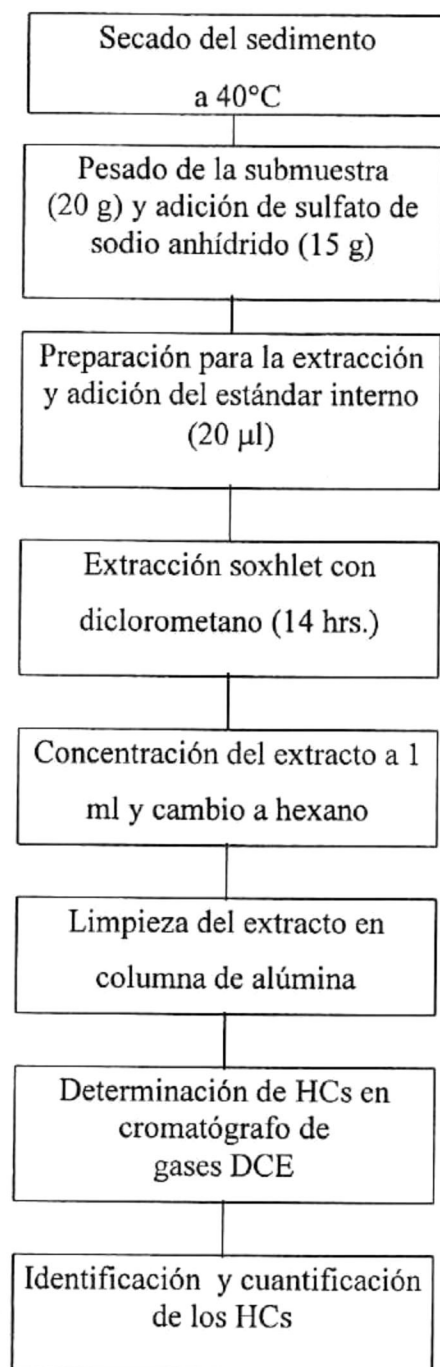


Fig. 4. Diagrama de flujo del proceso para el análisis de hidrocarburos clorados en sedimentos de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.

Tabla 7. Concentración de los analitos de la mezcla estándar A en la solución “madre” y el volumen inyectado (1 μ l).

Analito	Solución “madre” (μg/ml)	Concentración en 1 μl (pg/μl)
α -BHC	5	50
γ -BHC	5	50
Decaclorobifenilo	10	100
Dieldrin	10	100
Endosulfán I	5	50
Endrin	10	100
p,p'-DDD	10	100
p,p'-DDT	10	100
Heptacloro	5	50
Metoxicloro	50	500
TCMX	5	50

Tabla 8. Concentración de los analitos de la mezcla estándar B en la solución “madre” y el volumen inyectado (1 μ l).

Analito	Solución “madre” (μg/ml)	Concentración en 1 μl (pg/μl)
Aldrin	5	50
β -BHC	5	50
δ -BHC	5	50
α -clordano	5	50
γ -clordano	5	50
p,p'-DDE	10	100
Decaclorobifenilo	10	100
endosulfán sulfato	10	100
endrin aldehído	10	100
endrin cetona	10	100
endosulfán II	10	100
heptacloro epóxido	5	50
TCMX	5	50

V.4.3 Cálculo de las Concentraciones

La cuantificación de los compuestos fue realizada por la sustitución de los valores de áreas obtenidas en los cromatogramas, mediante las ecuaciones de regresión de segundo orden resultantes de las curvas de calibración del estándar de fortificación para cada analito ($r^2 = 0.99$).

Para el caso de aquellos compuestos no presentes en el estándar de fortificación y que carecen de la ecuación de curva de calibración; la concentración de éstos fue calculada empleando el factor de respuesta (F.R.) obtenido de los cromatogramas de las mezclas estándar A y B, dividiendo el área del pesticida encontrado en la muestra.

Durante el análisis de las muestras en el cromatógrafo se observaron diferencias en los tiempos de retención de los compuestos, las cuales fueron ocasionadas por pequeñas variaciones en las condiciones del mismo aparato, además de las originadas al apagar el equipo durante los cambios de tanques de gases.

Curva de Calibración

La curva de calibración preparada de la mezcla de fortificación (spike) CLP 206 (ULTRA Scientific), presentó las siguientes diluciones: 1 μl , 5 μl , 10 μl , 15 μl , y 30 μl ; preparadas a partir de una solución “madre”. Esta solución está constituida originalmente por 6 analitos, a la cual se le agregó p,p'-DDD y p,p'-DDE. Las concentraciones de las diluciones de la curva de calibración se muestran en la tabla 9.

Tabla 9. Concentración (pg/μl) de los analitos del estándar de fortificación (spike), de cada una de las diluciones de la curva de calibración.

Analito	Dilución a 1 μl	Dilución a 5 μl	Dilución a 10 μl	Dilución a 15 μl	Dilución a 30 μl	Solución "madre" μg/ml
Aldrin	4.8	24.2	48.5	72.8	150.0	5.0
γ-BHC	4.8	24.2	48.5	72.8	145.0	5.0
Dieldrin	9.7	48.5	97.0	145.0	300.0	10.0
p,p'-DDT	9.7	48.5	97.0	145.0	300.0	10.0
Endrin	9.7	48.5	97.0	145.0	300.0	10.0
Heptacloro	4.8	24.2	48.5	72.8	150.0	5.0
p,p'-DDE	14.3	71.8	143.0	215.0	444.0	14.8
p,p'-DDD	11.6	58.2	116.0	174.0	360.0	12.0

VI. RESULTADOS

VI.1 Especies Ícticas Recolectadas

Un total de 470 organismos ícticos, pertenecientes a 13 especies fueron recolectados durante el período comprendido de febrero de 1994 a mayo de 1995 (Tabla 10).

Tabla 10. Especies ícticas recolectadas en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México, durante el período de febrero de 1994 a mayo de 1995. Las especies están ordenadas con base en su abundancia.

ESPECIE	Prosp. Feb. 1994	Prosp. May. 1994	Agos. 1994	Nov. 1994	Feb. 1994	May. 1995	Total	O. B.
<i>Mugil cephalus</i>		6	15	43	107	26	197	N
<i>Dorosoma petenense</i>	9	1	18	7	54	96	185	E
<i>Poecilia latipinna</i>	10		16				26	E
<i>Tilapia zilli</i>		1	11			1	13	E
<i>Ictalurus punctatus</i>			9				9	E
<i>Carassius auratus</i>				1		8	9	E
<i>Ameiurus natalis</i>		1	6	1			8	E
<i>Cyprinus carpio</i>			3			5	8	E
<i>Micropterus salmoides</i>			3	2		1	6	E
<i>Lepomis gulosus</i>			2		1	2	5	E
<i>Elops affinis</i>			1	1			2	N
<i>Pylodictis olivaris</i>				1			1	E
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>		1					1	E
TOTAL	19	10	84	56	162	139	470	

O.B. = origen biogeográfico, N = nativa, y E = exótica

Variables Fisicoquímicas

Los parámetros fisicoquímicos registrados estacionalmente en la región de estudio, de agosto de 1994 a mayo de 1995, se presentan en la tabla 11.

Tabla 11. Promedios de las variables fisicoquímicas registradas en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México, durante los muestreos realizados de Agosto de 1994 a Mayo de 1995. Mediciones con Hydrolab Scout 2.

Variable Fisicoquímica	Agosto 1994			Noviembre 1994			Febrero 1995			Mayo 1995		
	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 1	Loc. 2	Loc.3	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 1	Loc. 2	Loc.3
Temperatura Del agua °C	29.52	-	32.90	19.78	19.78	16.58	17.86	17.98	16.33	19.62	19.54	19.85
Conductividad (mS/cm)	12.44	-	10.30	8.34	8.40	9.69	3.25	3.38	1.63	6.85	6.79	7.65
PH	8.05	-	8.09	8.39	8.40	8.50	8.30	8.32	8.39	7.94	7.90	7.68
Oxígeno Disuelto (ppm)	5.62	-	8.47	8.50	8.52	9.42	10.71	10.56	8.98	7.45	7.82	7.56
Profundidad (cm)	60	-	15	70	30	40	150	100	170	70	60	70
Salinidad (‰)	7.1	-	5.8	4.7	4.7	5.4	1.7	1.8	0.9	3.8	3.8	4.3
TDS (g/l)	7.91	-	13.40	5.32	5.37	6.15	2.07	2.17	1.04	4.37	4.35	4.89
% Saturación de Oxígeno	77.0	-	117.6	96.0	96.0	100.9	114.8	113.5	96.5	83.4	85.3	83.1
Profundidad (cm) Disco de Secchi	-	-	-	-	-	-	35	35	30	15	15	20
Hora	11:30	-	09:12	14:00	14:17	12:33	13:00	12:25	11:40	09:57	09:14	08:30

VI.2 Especies Ícticas Analizadas

Con base en la abundancia y hábitos alimenticios de las 13 especies ícticas recolectadas en el área de estudio, se seleccionaron cuatro de ellas para los análisis de hidrocarburos clorados. El material íctico analizado procede de cuatro muestreos (agosto y noviembre de 1994, y febrero y mayo de 1995) (Tabla 12). La especie íctica *Mugil cephalus* fue la mejor representada durante los cuatro muestreos, con un total de 105 ejemplares analizados (76 a 260 mm LP). Las otras tres especies, estuvieron representadas por pocos organismos analizados: *Dorosoma petenense* (n = 12, 78 a 188 mm LP), *Micropterus salmoides* (n = 5, 243 a 310 mm LP) y *Ameiurus natalis* (n = 3, 190 a 225 mm LP).

Tabla 12. Número de organismos analizados por especie, durante los muestreos ictiológicos en la Región Río Colorado–Río Hardy, Baja California, México.

ESPECIE	AGOSTO 1994	NOV. 1994	FEB. 1995	MAYO 1995	TOTAL DE ORG.	ORIGEN BIOG.
<i>M. cephalus</i>	8	24	48	25	105	N
<i>D. petenense</i>	0	0	2	10	12	E
<i>M. salmoides</i>	3	2	0	0	5	E
<i>A. natalis</i>	3	0	0	0	3	E

N = especie nativa, y E = especie exótica

Factor de Condición (K_{LP})

Este factor somático fue calculado para 105 ejemplares de *Mugil cephalus* (lisa cabezona), siendo la única especie representada en todos los muestreos. Las otras tres especies (*Micropterus salmoides*, *Ameiurus natalis* y *Dorosoma petenense*), concurren de manera irregular durante las recolectas.

El valor promedio de K_{LP} obtenido para la lisa cabezona fue 1.8 ± 0.25 ($n = 105$). En la tabla 13 se muestra los promedios mensuales de K_{LP} para cada una de las especies analizadas.

Tabla 13. Factor de condición promedio (K_{LP}) de las especies ícticas analizadas por mes de muestreo.

MES DE RECOLECTA	n	K_{LP}	s
AGOSTO 1994			
<i>Mugil cephalus</i>	8	1.83	0.23
<i>Micropterus salmoides</i>	3	2.59	0.13
<i>Ameiurus natalis</i>	3	1.82	0.31
NOVIEMBRE 1994			
<i>Mugil cephalus</i>	24	1.87	0.23
<i>Micropterus salmoides</i>	2	2.66	0.12
FEBRERO 1995			
<i>Mugil cephalus</i>	48	1.95	0.13
<i>Dorosoma petenense</i>	2	1.96	0.04
MAYO 1995			
<i>Mugil cephalus</i>	25	1.86	0.18
<i>Dorosoma petenense</i>	10	1.80	0.47

n = número de organismos analizados y s = desviación estándar

Índice Hepatosomático

El índice hepatosomático (I.H.) promedio registrado en *M. cephalus*, fue 0.19 ± 0.09 . La tabla 14 muestra el promedio y desviación estándar de I.H. por mes de recolecta para las cuatro especies ícticas analizadas en el área de estudio.

Tabla 14. Índice hepatosomático promedio para las especies ícticas analizadas por mes de muestreo.

MES DE RECOLECTA/ ESPECIE	n	I.H.	s
AGOSTO 1994			
<i>Mugil cephalus</i>	8	0.08	0.05
<i>Micropterus salmoides</i>	3	0.45	0.13
<i>Ameiurus natalis</i>	3	0.43	0.15
NOVIEMBRE 1994			
<i>Mugil cephalus</i>	24	0.16	0.10
<i>Micropterus salmoides</i>	2	0.39	0.07
FEBRERO 1995			
<i>Mugil cephalus</i>	48	0.27	0.20
<i>Dorosoma petenense</i>	2	0.33	0.01
MAYO 1995			
<i>Mugil cephalus</i>	25	0.27	0.14
<i>Dorosoma petenense</i>	10	0.45	0.29

n= número de organismos analizados y s= desviación estándar

VI.3 Concentración de Hidrocarburos Clorados en Muestras Ictiológicas

En el análisis cromatográfico de la solución “blanco” solamente se detectaron los compuestos de la mezcla del estándar de recuperación (BPC-198 y BPC-103), tal como lo ilustra el cromatograma en la figura 5-A. Lo anterior indica una alta pureza en cuanto a calidad analítica se refiere y una ausencia de contaminación durante el protocolo analítico.

También el cromatograma del estándar de fortificación (interno) (Figura 5-B) evidencia la misma calidad analítica que se obtuvo con la solución “blanco.”

El promedio de los porcentajes de recuperación del estándar de fortificación en las cuatro especies analizadas, fue de 99.1% (± 21.9).

En el total de las muestras biológicas de las cuatro especies seleccionadas, únicamente se encontró el analito p,p'-DDE. Un ejemplo del cromatograma resultante para cada especie analizada es ilustrado en las figuras 6 y 7. Los valores calculados de la concentración de HCs fueron estandarizados a microgramos por gramo de lípido en el hígado del pez analizado.

En la tabla 15 se presentan los valores de las concentraciones y los porcentajes promedios por especie y estación del año. En *D. petenense* la concentración menor de p,p'-DDE fue $0.6 \mu\text{g g}^{-1}$ y la mayor $2 \mu\text{g g}^{-1}$ ($n=4$); en *A. natalis* se presentaron valores de 5 a $6 \mu\text{g g}^{-1}$ ($n=3$), mientras que en la lobina negra (*M. salmoides*) los valores fueron muy extremos, oscilando entre 4 y $27 \mu\text{g g}^{-1}$ ($n=5$); finalmente, en la lisa cabezona (*M. cephalus*), la concentración de p,p'-DDE fluctuó de 0.3 a $4 \mu\text{g g}^{-1}$ ($n=24$).

A nivel temporal, *M. cephalus* presentó la menor concentración de p,p'-DDE ($0.3 \mu\text{g g}^{-1}$) en febrero, mientras que *M. salmoides* registró el valor mayor ($27 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre (Tabla 15).

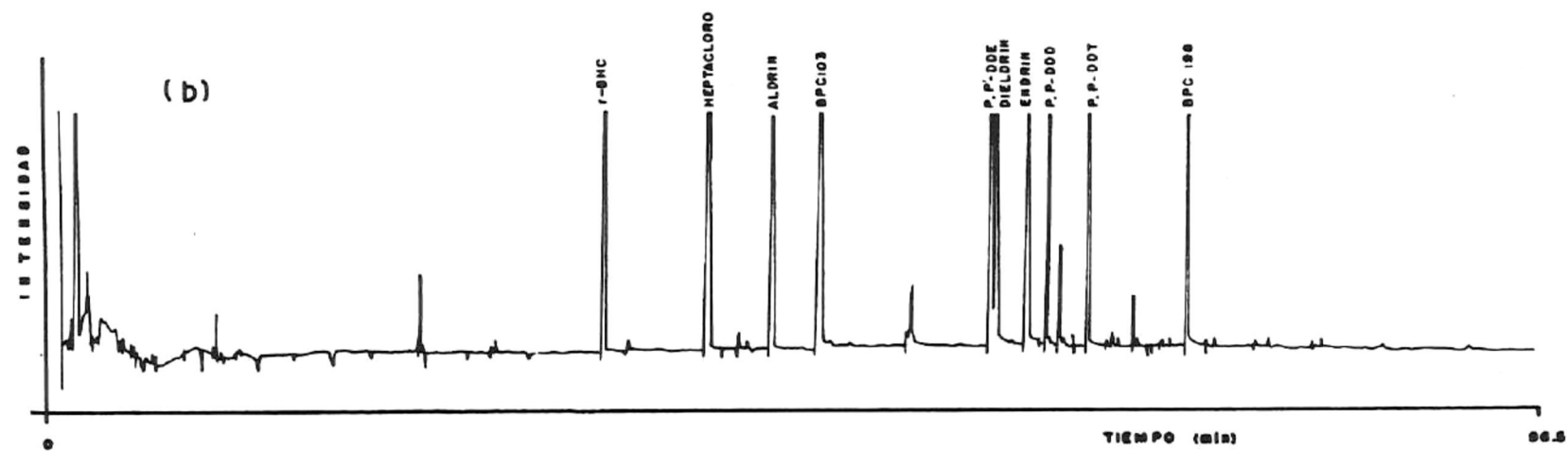
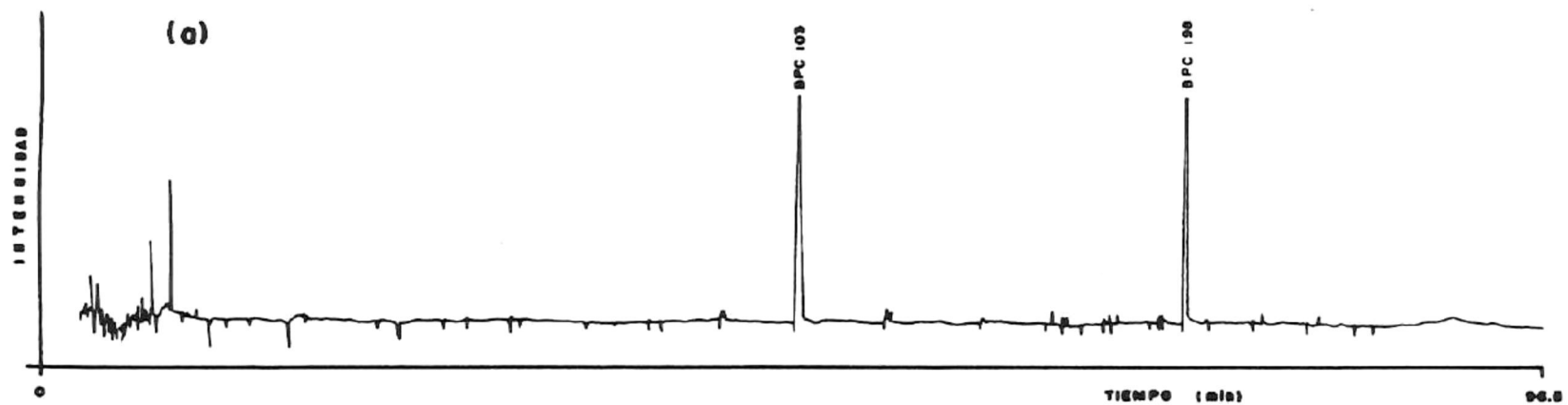


Fig. 5 Cromatogramas de: a) blanco de la muestra, b) solución estándar de fortificación.

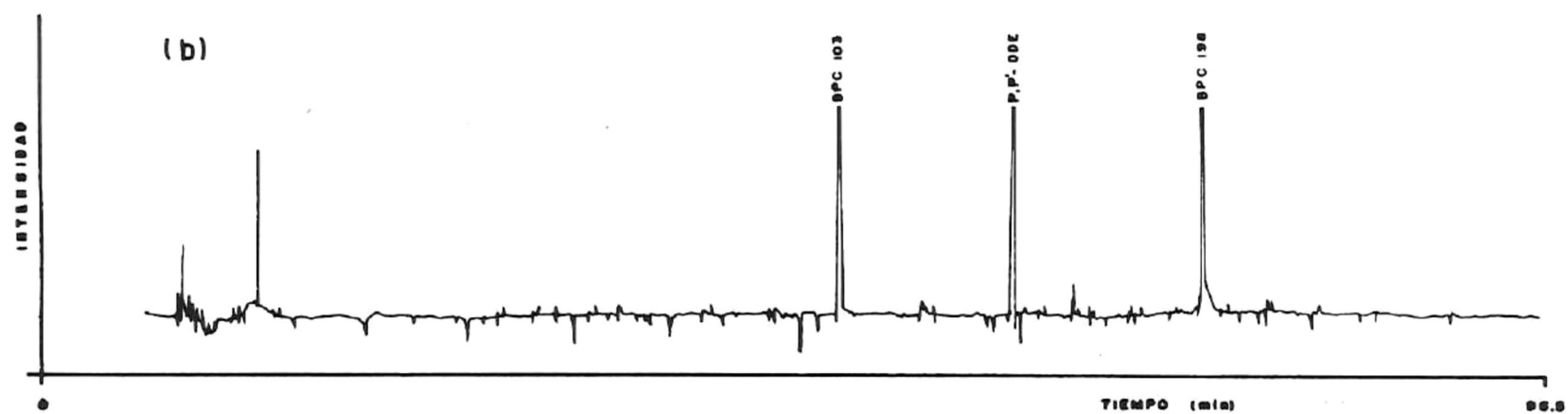
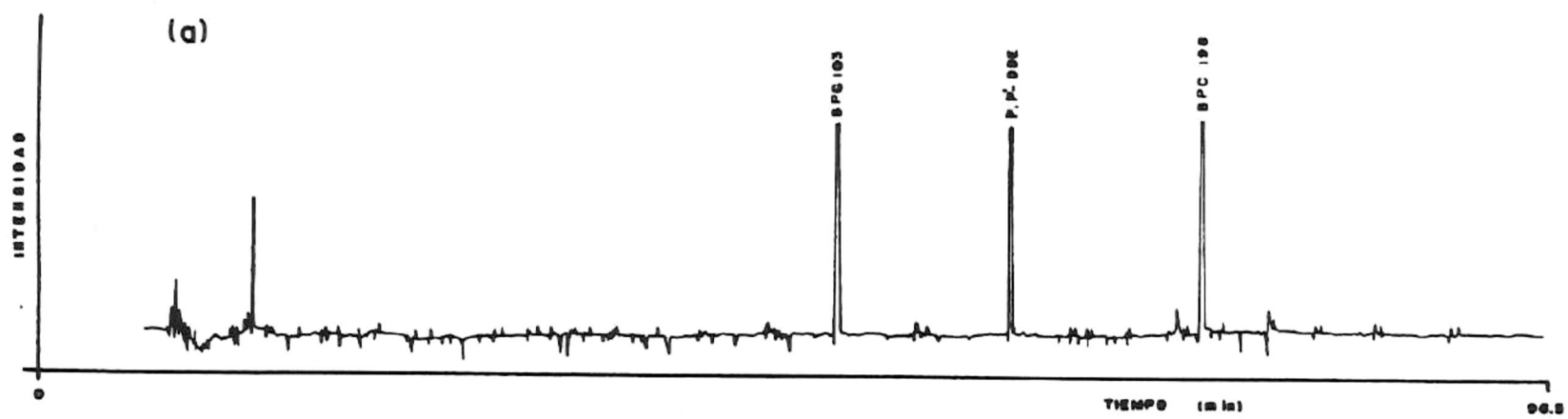


Fig. 6 Cromatogramas de: a) muestra de *Mugil cephalus*, b) muestra de *Dorosoma petenense*.

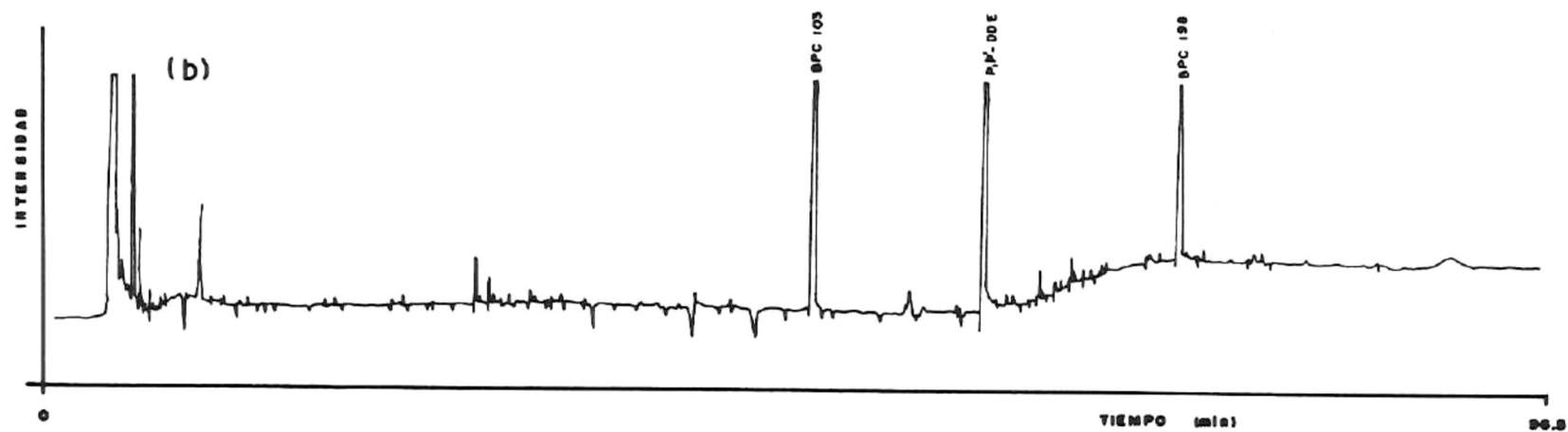
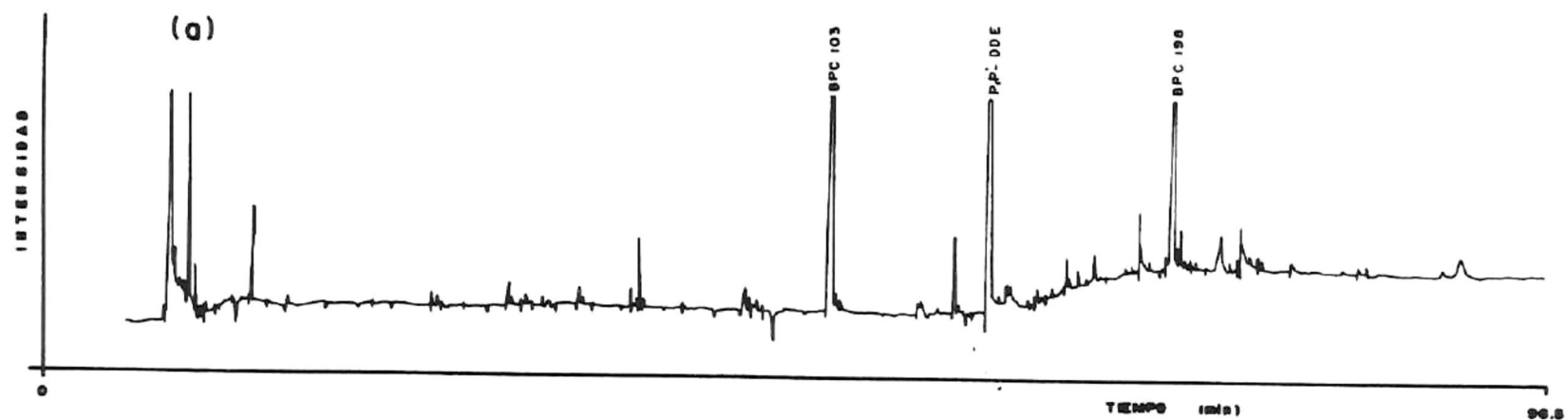


Fig. 7 Cromatogramas de: a) muestra de *Ameiurus natalis*, b) muestra de *Micropterus salmoides*.

Tabla 15. Concentración promedio de p,p'-DDE por mes de recolecta (todos los sitios de muestreo combinados) en el hígado de las especies ícticas procedentes de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México. Las concentraciones están expresadas por gramo de lípido.

MES DE MUESTREO/ ESPECIE	p,p'-DDE ($\mu\text{g g}^{-1}$)	L P (mm)	PESO (g)	% LIP.
AGOSTO 1994				
<i>A. natalis</i>				
x $\pm$ s	5 $\pm$ 0.4	204 $\pm$ 18	162 $\pm$ 72	42 $\pm$ 4
n	3			
i	5 - 6			
<i>M. salmoides</i>				
x $\pm$ s	4 $\pm$ 1.4	280 $\pm$ 34	595 $\pm$ 226	18 $\pm$ 9
n	3			
i	4 - 6			
NOVIEMBRE 1994				
<i>M. cephalus</i>				
x $\pm$ s	2 $\pm$ 1	203 $\pm$ 49	119 $\pm$ 36	10 $\pm$ 3
n	3			
i	1 - 3			
<i>M. salmoides</i>				
x $\pm$ s	24 $\pm$ 5	269 $\pm$ 16	519 $\pm$ 74	14 $\pm$ 3
n	2			
i	20 - 27			
FEBRERO 1995				
<i>M. cephalus</i>				
x $\pm$ s	2 $\pm$ 1	184 $\pm$ 13	124 $\pm$ 26	19 $\pm$ 7
n	17			
i	0.3 - 4			
<i>D. petenense</i>				
x $\pm$ s	1 $\pm$ 0.05	187 $\pm$ 0.7	129 $\pm$ 4	34 $\pm$ 1
n	2			
i				
MAYO 1995				
<i>M. cephalus</i>				
x $\pm$ s	1 $\pm$ 0.5	201 $\pm$ 32	157 $\pm$ 81	13 $\pm$ 1
n	4			
i	0.5 - 1			
<i>D. petenense</i>				
x $\pm$ s	1 $\pm$ 1	141 $\pm$ 1	63 $\pm$ 4	29 $\pm$ 4
n	2			
i	0.6 - 2			

x= promedio, s= desviación estándar, n= número de ejemplares, i= intervalo

Concentración de Hidrocarburos Clorados en "Pools".

En las muestras agrupadas o "pools", también fue detectado únicamente el p,p'-DDE. Estas muestras correspondieron en su mayoría a *M. cephalus*, presentando valores entre 0.3 y 4 $\mu\text{g g}^{-1}$ de lípidos. El número de hígados que constituyeron una muestra varió de 2 a 10, siendo el promedio por "pool" de 3. Las muestras de tipo "pool" fueron preparadas para *M. cephalus* en los cuatro muestreos ictiológicos.

La otra especie que se analizó a manera de "pool" fue *D. petenense*, con una sola muestra constituida por seis hígados, correspondiente al mes de mayo de 1995 y con una concentración calculada de 4 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Los datos obtenidos para los "pools" se muestran en la tabla 16, indicando el tamaño muestral, el promedio y la desviación estándar ($\bar{x} \pm s$) de la longitud patrón de los ejemplares, así como el porcentaje de lípidos.

Tabla 16. Concentración promedio de p,p'-DDE por mes de recolecta (todos los sitios de muestreo combinados) en las muestras "pools" de las especies ícticas procedentes de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México. Concentración expresada en gramo de lípido.

MES DE RECOLECTA ESPECIE	p,p'-DDE ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	LP (mm) $\bar{x}\pm s$	No. ORG. "POOL"	% LIP
AGOSTO 1994				
<i>M. cephalus</i>				
A	4	155 $\pm$ 5	2	22
B	0.9	163 $\pm$ 0.7	2	7
C	0.3	84 $\pm$ 3	4	27
NOVIEMBRE 1994				
<i>M. cephalus</i>				
A	3	160 $\pm$ 8	3	19
B	2	176 $\pm$ 2	2	5
C	0.4	188 $\pm$ 0	2	11
D	0.4	87 $\pm$ 6	10	33
E	0.9	146 $\pm$ 28	4	18
FEBRERO 1995				
<i>M. cephalus</i>				
A	1	166 $\pm$ 2	3	17
B	3	175 $\pm$ 2	3	16
C	1	178 $\pm$ 0	2	32
D	1	182 $\pm$ 0	2	12
E	2	186 $\pm$ 1	3	15
F	2	188 $\pm$ 1	3	33
G	1	171 $\pm$ 2	3	27
H	3	174 $\pm$ 0	2	18
I	1	177 $\pm$ 0	2	24
J	2	180 $\pm$ 0	2	23
K	2	170 $\pm$ 7	3	28
L	2	184 $\pm$ 8	3	16
MAYO 1995				
<i>M. cephalus</i>				
A	3	132 $\pm$ 22	4	20
B	2	174 $\pm$ 1	3	15
C	3	180 $\pm$ 1	3	14
D	4	185 $\pm$ 2	3	18
F	1	112 $\pm$ 7	5	21
G	0.4	123 $\pm$ 61	3	38
<i>D. petenense</i>				
E	4	90 $\pm$ 13	6	15

VI.4 Concentración de Hidrocarburos Clorados en Sedimentos

Los análisis de sedimentos revelaron la presencia de tres analitos: el p,p'-DDE, p,p'-DDD y el p,p'-DDT (Fig. 8). Las concentraciones de estos hidrocarburos clorados fueron estandarizadas a gramos de peso seco de sedimento, mostrando un orden de abundancia en el sentido de $p,p'\text{-DDE} > p,p'\text{-DDD} > p,p'\text{-DDT}$.

Los valores para el p,p'-DDE fluctuaron de 7 a 55 ng g^{-1} para todos los muestreos, exhibiendo el valor promedio mayor en el muestreo de febrero (Tabla 17).

Los valores de la concentración de DDD fluctuaron desde 0.2 a 3 ng.g^{-1} , presentándose el valor mayor en el muestreo de mayo. Por su parte, el p,p'-DDT presentó concentraciones desde 0.06 a 0.9 ng.g^{-1} (Tabla 17).

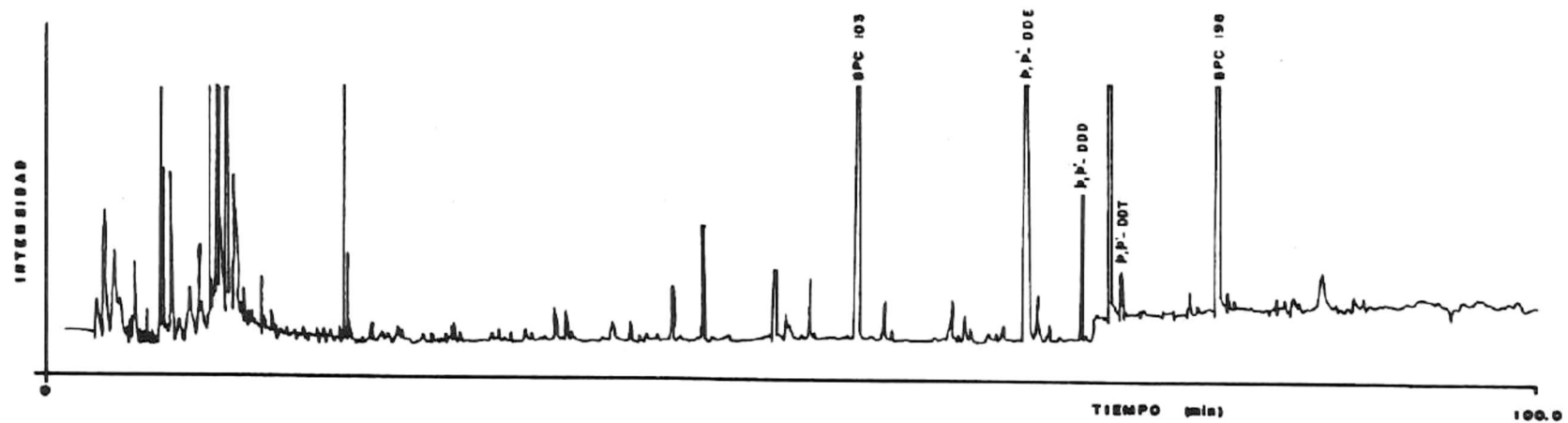


Fig. 8 Cromatograma de una muestra de sedimentos.

Tabla 17. Concentraciones de hidrocarburos clorados ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) en sedimentos de la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, México.

MES DE RECOLECTA LOCALIDAD	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT
NOVIEMBRE 1994			
1	7	0.2	-
2	28	1	0.3
3	185	0.7	0.1
$\bar{x} \pm s$	18 ± 10	0.8 ± 0.9	0.2 ± 0.1
FEBRERO 1995			
1	16	0.8	0.3
2	17	0.8	0.06
3	55	1.5	0.6
$\bar{x} \pm s$	29 ± 22	1.0 ± 0.4	0.3 ± 0.3
MAYO 1995			
1	21	0.9	0.8
2	43	3.0	0.9
3	18	0.8	0.6
$\bar{x} \pm s$	27 ± 13	1.6 ± 1.3	0.7 ± 0.2

1 = Río Colorado después de la confluencia con el Río Hardy.

2 = Río Hardy antes de la confluencia con el Río Colorado.

3 = Río Colorado antes de la confluencia con el Río Hardy.

VI.5 Análisis de Correlación: Concentración de p,p'-DDE vs Variables

Somáticas del Pez

El análisis de correlación de Pearson (r) entre la concentración de p, p'-DDE y cada una de las variables somáticas del pez, fue aplicado únicamente para *Mugil cephalus* durante el muestreo de febrero de 1995, debido a que exhibió el mayor número de ejemplares examinados. Los valores de correlación calculados indican que la concentración de dicho analito es independiente de la longitud patrón ($r= 0.13$, $p= 0.61$), peso corporal ($r= 0.04$, $p= 0.86$), índice hepatosomático ($r= 0.29$, $p= 0.24$) y factor de condición del pez ($r= -0.08$, $p= 0.75$) (Tabla 18).

Igualmente, en las muestras "pools" de *M. cephalus* se registró una correlación no significativa entre la concentración del p,p'-DDE y la longitud patrón promedio de los organismos que conforman los "pools" ($r= 0.13$, $p= 0.67$).

Tabla 18. Resultados de la correlación de Pearson (r) entre la concentración de p,p'-DDE y las diferentes variables somáticas para *Mugil cephalus*.

MES DE MUESTREO			
VARIABLES	n	r	p
FEBRERO 1995			
p,p'-DDE & Longitud Patrón	17	0.13	0.61
p,p'-DDE & Peso Corporal	17	0.04	0.86
p,p'-DDE & %Índice Hepatosomático	17	0.29	0.24
p,p'-DDE & Factor de Condición (K_{LP})	17	-0.08	0.75

n= número de pares de datos y p= nivel de significancia

VI.6 Prueba de Kruskal-Wallis

Se comparó la concentración de p, p'-DDE en *Mugil cephalus* entre localidades de muestreo durante el mes de febrero 1995. Este mes fue el mejor representado en ejemplares de esta especie en los tres sitios de muestreo. La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H), indica que la concentración del analito p, p'-DDE en el pez fue similar entre sitios de muestreo ($H=1.62$, $p=0.44$).

A nivel temporal, las concentraciones del hidrocarburo clorado (p,p'-DDE) detectadas en *Mugil cephalus* fueron estadísticamente similares ($H= 2.33$, $p= 0.31$).

Finalmente, las concentraciones de p,p'-DDE fueron comparadas entre las cuatro especies analizadas (localidades y estaciones del año combinadas), indicando diferencias estadísticamente significativas entre ellas ($H=16.90$, $p< 0.001$).

VII. DISCUSIÓN

En el presente estudio se encontraron 13 especies icticas en la confluencia de los ríos Colorado y Hardy (Tabla 10), de las cuales, *Dorosoma petenense*, *Ameiurus natalis*, *Micropterus salmoides* y *Mugil cephalus* fueron seleccionadas con base en sus hábitos alimenticios para determinar los niveles de hidrocarburos clorados (HCs) en esa región.

Los tipos de alimentación aquí representados fueron: (1) zooplanctívoro, en *D. petenense*; (2) carnívoro béntico, en *A. natalis*; (3) carnívoro epilimnético, en *M. salmoides*; y (4) iliófago, en *M. cephalus* (Dill, 1944; Brusle, 1981; Minckley, 1982).

El tipo de muestreo ictiológico aplicado, fue diseñado con el objetivo de no influir selectivamente en los organismos capturados. Por tanto, se utilizaron artes de recolecta no selectivos (redes agalleras con diferentes tamaños de luz de malla) que permitieron obtener ejemplares de diferentes tamaños y una mejor representación de las poblaciones icticas de la región. Sin embargo, solamente *Mugil cephalus* se encontró disponible en las capturas durante todo el año, especialmente como juveniles y subadultos. A pesar de que este mugílido eurihalino realiza migraciones reproductivas cuando es adulto hacia las aguas costeras para desovar, sus juveniles entran a las aguas continentales donde pasan gran parte de su vida (Follett, 1960; Castro-Aguirre, 1978; Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987a).

El tipo de alimentación iliófago de *M. cephalus* le permite ser un indicador de la contaminación por compuestos químicos presentes en la región, ya que toma estos contaminantes desde el sedimento y los acumula en el tejido adiposo, aunque algunos de

ellos pueden ser transformados vía metabólica y son eliminados. La razón de seleccionar para este estudio el hígado de los peces, se debe a que gran parte de los procesos metabólicos suceden en el hígado, además de indicar la composición de contaminantes que son asimilados por los organismos (Tetra Tech, Inc., 1985; Pereira *et al.*, 1994).

En las cuatro especies ícticas seleccionadas para el presente estudio, únicamente se detectó el analito p,p'-DDE, el cual es resultado del proceso de degradación de su precursor, el p,p'-DDT. Estos resultados concuerdan con estudios previos realizados en la almeja (*Corbicula fluminea*) y peces (*Tilapia* sp. y *Cyprinus carpio*) del valle de Mexicali, donde el compuesto predominante fue el p,p'-DDE (80 a 100%) (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1988a, 1988b). De igual forma, los resultados de Mora (1990, 1991) en análisis realizados en tejido muscular y huevos de la garza ganadera (*Bubulcus ibis*), señala la presencia de p,p'-DDE en niveles significativamente más altos comparados con otros HCs. Al igual que en los organismos, en los sedimentos analizados en este estudio, se observó al p,p'-DDE como el compuesto predominante (Tabla 17). El p,p'-DDE ha sido indicado como el más persistente de los metabolitos del DDT, debido a su alta estabilidad en el ambiente (Ren von Osten, 1990). Su presencia indica la degradación del DDT por descloración y oxidación, resultando en un metabolito más fácilmente eliminado por los organismos (Krishna *et al.*, 1972; Menzie, 1974; Adison, 1976).

Los valores de correlación (r) obtenidos entre la concentración de p,p'-DDE en *M. cephalus* y cada uno de sus parámetros somáticos (talla, peso, índice hepatosomático y factor de condición), todos ellos resultaron ser estadísticamente independientes. Esta baja correlación podría estar asociada al estrecho intervalo de tallas de ejemplares analizados

(76 a 260 mm LP). Resultados similares fueron reportados por Suns y Hitchin (1992) en los peces dulceacuícolas *Notropis hudsonius*, *Notropis atherinoides* y *Perca flavescens*. Estos autores encontraron independencia estadística entre la concentración de contaminantes, el tamaño del pez y el contenido de lípidos, y lo explican al intervalo pequeño de las dos variables a relacionar. En contraste, Kelly y Campbell (1994) reportan incluso correlaciones negativas entre la talla del pez y la concentración de HCs para las especies marinas como el bacalao (*Gadus morhua*) y el arenque (*Clupea harengus*). Estos autores señalan que las correlaciones negativas reflejan una situación de desequilibrio, en la cual los niveles de lípidos corporales cambian más rápidamente que los contaminantes incorporados.

Cabe señalar que existen otros factores que contribuyen a la variabilidad en la concentración de los HCs en las especies ícticas, y por tanto, pueden favorecer la no correlación observada en este estudio. Estos factores de tipo intra e interespecíficos incluyen: hábitat y tipo de alimentación (dieta); la eliminación metabólica de estos tóxicos; los procesos fisiológicos internos; diferencias en el tamaño, edad, sexo y etapa reproductiva del organismo; selección del hábitat de forrajeo y patrones de movimiento (separación espacial); y la capacidad de biotransformación de cada especie (Phillips, 1978; El-Dib y Badawy, 1985; Skare *et al.*, 1985; Boon y Duinker, 1986; Murty, 1986; Cossa *et al.*, 1992; Phillis, 1992; Suns y Hitchin, 1992; Madenjian *et al.*, 1994; Kelly y Campbell, 1994; Shailaja y Singbal, 1994; Chevreuil *et al.*, 1995).

Además de estos factores, se ha observado diferencias en la acumulación de los HCs entre sexos de una especie. Por ejemplo, Pereira *et al.* (1994) reportan

concentraciones de clordano más pequeñas en el hígado de las hembras (18 a 20 ng g⁻¹ lípido, peso húmedo) de *Morone saxatilis* en la Bahía de San Francisco, E.U.A., que aquellas de los machos (25 a 42 ng g⁻¹ lípido, peso húmedo).

En el presente estudio, las concentraciones de p,p'-DDE fueron estandarizadas por gramo de lípido, con el propósito de realizar comparaciones interespecíficas. La concentración promedio de p,p'-DDE fluctuó desde 2 µg g⁻¹ lípido en *M. cephalus* (iliófaga, dieta detritívora); *D. petenense* 3 µg g⁻¹ lípido (planctófaga); *A. natalis* 5 µg g⁻¹ lípido (carnívoro béntico de segundo orden) hasta 14 µg g⁻¹ lípido en *M. salmoides* (carnívoro pelágico de tercer orden). Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas entre las concentraciones de las cuatro especies, por lo cual se infiere que la concentración presentada en *M. salmoides*, obedece al fenómeno de biomagnificación.

Los niveles de p,p'-DDE observados en los peces del presente estudio (2-14 µg g⁻¹) no son directamente comparables con los niveles reportados por Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988b) para otros peces de la región como *Tilapia* sp. (0.1 – 1 µg g⁻¹) y *Cyprinus carpio* (0.03 – 3 µg g⁻¹). En este estudio se analizó hígado y las concentraciones se reportan en base lipídica mientras que en el estudio de Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988b) se analizó músculo axial y las concentraciones no se normalizaron por unidad de lípido.

Por lo anterior, los datos del presente trabajo son contrastados con los de peces de otras regiones geográficas (Tabla 19).

Tabla 19. Concentraciones e intervalos de hidrocarburos clorados en hígados de diferentes especies ícticas y localidades geográficas, expresadas en promedios. Algunos compuestos no fueron analizados en todos los estudios.

ESPECIE	DDE	DDD	DDT	ΣDDT	AÑO	LOCALIDAD	REFERENCIA
1 <i>Gadus morhua</i>	0.4-0.4	0.1-0.3	0.2-0.3	0.7-1	1985	Mar Báltico	Haahti, 1988.
2 <i>Microstomus pacificus</i>	90 _a			10 _a	1985	Islas Farallon, Ca. E.U.A.	Melzian <i>et al.</i> , 1987
<i>Anoplopoma fimbria</i>	22 _b			27 _b			
	59			74			
3 <i>Nemipterus japonicus</i>	31	22	62	116	1990	Bahía de Bengala India	Shailaja y Singbal, 1994.
<i>Synagris striatus</i>	1	3	9	14			
<i>Sillago sihama</i>	3	3	7	14			
4 <i>Morone saxatilis</i>	<0.1-297	<0.1-86	<0.1-13	<0.1-396	1992	Bahía San Francisco, E.U.A.	Pereira <i>et al.</i> , 1994.
5 * <i>Rutilus rutilus</i>	2				1991	Río Seine Francia	Chevreuril <i>et al.</i> , 1993.
* <i>Perca fluviatilis</i>	2						
6 <i>Mugil cephalus</i>	3				1994-	Río Colorado-Río	Este estudio.
<i>Micropterus salmoides</i>	14				1995	Hardy, B.C.	
<i>Ameiurus natalis</i>	5					México	
<i>Dorosoma petenense</i>	3						

* Especie de agua dulce.

1. Intervalo (promedios) de la concentración (mg k⁻¹ en lípidos extraídos).
2. Promedio de la concentración (μg g⁻¹ de lípidos). a) Profundidad 500 m, b) Profundidad 1000 m.
3. Promedio de la concentración (ng g⁻¹ peso húmedo).
4. Intervalos de la concentración (ng g⁻¹ peso húmedo).
5. Promedio de la concentración (μg g⁻¹ de lípidos).
6. Promedio de la concentración (μg g⁻¹ de lípidos).

La comparación de los resultados del presente estudio con los de otros trabajos, en donde se ha determinado HCs en hígados de peces, indican que el nivel de p,p'-DDE, de este estudio, es menor al de especies marinas como el pez sable (*A. fimbria*) ($58 \mu\text{g g}^{-1}$), pero mayor al reportado para el bacalao (*Gadus morhua*) y semejante para las especies marinas (*Synagris striatus*, *Sillago sihama* y *Nemipterus japonicus*) y dulceacuícolas (*Rutilus rutilus* y *Perca fluviatilis*) (Haahti, 1988; Melzian *et al.*, 1987; Shailaja y Singbal, 1994; Pereira *et al.*, 1994; Chevreuil *et al.*, 1993).

Respecto a otros compuestos como DDD, DDT y DDMU, los cuales han sido reportados para *Tilapia* sp. y *Cyprinus carpio*, en nuestra región de estudio, ninguno de éstos fue detectado en las cuatro especies aquí analizadas. Lo anterior puede deberse a su degradación en compuestos más fáciles de metabolizar (Menzie, 1974), o por encontrarse en concentraciones muy pequeñas debido a su dispersión, lo que no permite ser detectadas por la metodología aquí empleada.

En estudios realizados en aves del valle de Mexicali, se ha consignado la presencia de hidrocarburos clorados. Al respecto Mora (1991) señala que en huevos de la garza ganadera *Bubulcus ibis* se detectaron 11 compuestos, donde el p, p'- DDE fue el más abundante, con valores de 2.3 a $4.5 \mu\text{g g}^{-1}$ (peso húmedo) y 2.1 a $5.7 \mu\text{g g}^{-1}$ para los muestreos realizados en 1987 y 1988, respectivamente. Otros compuestos encontrados fueron: HCB (0.01 - $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$), HCH ($0.01 \mu\text{g g}^{-1}$), oxiclordano (0.01 - $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$), heptacloro epoxido ($0.01 \mu\text{g g}^{-1}$), endosulfan (0.01 - $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$), p, p'- DDD ($0.01 \mu\text{g g}^{-1}$),

p, p'-DDT ($0.01-0.03 \mu\text{g g}^{-1}$), dieldrin ($0.03-0.04 \mu\text{g g}^{-1}$), endrin ($0.01 \mu\text{g g}^{-1}$) y Aroclor 1260 ($0.3 \mu\text{g g}^{-1}$).

Lo anterior refleja los procesos de biomagnificación y bioacumulación, ya que la garza ganadera incorpora los compuestos químicos del ambiente vía alimenticia, transfiriendo éstos a las próximas generaciones al reproducirse (Mora, 1991). Este proceso muy probablemente se presenta en otras especies ornitológicas que habitan los ecosistemas acuáticos en la región, especialmente aquellas consideradas como depredadores tope y de hábitos ictiófagos, tales como: *Phalacrocorax auritus*, *Pelecanus erythrorhynchos*, *Ardea herodias*, *Casmerodius albus*, *Egretta thula*, *Nycticorax nycticorax*, *Mergus serrator* y *Pandion haliaetus* (Ruiz-Campos y Rodríguez-Meraz, 1997).

En el presente estudio se determinó que la concentración de HCs en la lisa cabezona (*M. cephalus*) fue independiente de su factor de condición y su índice hepatosomático. Sin embargo estos resultados podrían diferir al aumentar el tamaño de muestra y el intervalo de talla de los ejemplares analizados. Además, factores como la época reproductiva del organismo puede influir sobre el índice de condición o en la concentración de los hidrocarburos clorados (Cullen y Connell, 1992). Otro factor a considerar en los niveles de HCs en peces, es la edad y talla de los individuos, que en el caso del presente estudio fueron principalmente juveniles y subadultos, lo cual dificulta establecer una posible relación entre otras variables al abreviar el intervalo de tallas analizado.

Cullen y Connell (1992) realizaron comparaciones entre la longitud y la concentración del dieldrin en la lisa cabezona (*M. cephalus*) del Río Clarence, Australia, donde observan un aumento en la concentración del hidrocarburo clorado con la talla del pez y la disminución cuando los organismos llevan a cabo su desove en aguas oceánicas, que debido a su mayor limpieza promueve la depuración de los compuestos químicos y en consecuencia los niveles de concentración de dieldrin disminuyen (Fig.9).

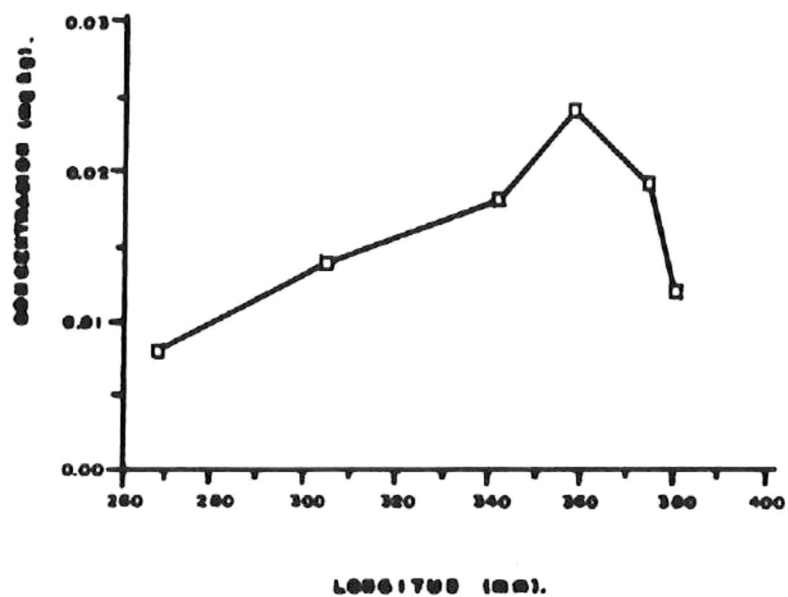


Fig. 9. Tendencia de la concentración de dieldrin en la lisa cabezona (*M. cephalus*) del Río Clarence, Australia, en seis clases de talla. Tomado de Cullen y Connell, 1992.

Aunque no son directamente comparables, contrastando los niveles encontrados en el presente estudio con los límites tolerados para consumo humano (USFDA, 1984) de $5.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de tejido húmedo para DDT, $2.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de tejido húmedo para BPC y $0.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso húmedo para cloradano, el promedio de la concentración de p,p'-DDE encontrado en *Micropterus salmoides* en el mes de noviembre (1994) rebasó aproximadamente cuatro veces dichos límites, al igual que *Ameiurus natalis* en el mes de agosto (1994) rebasó ligeramente a éste, mientras que *Mugil cephalus* y *Dorosoma petenense* muestran valores mayores para los límites de BPC y clordano. Es importante resaltar que estos niveles han sido detectados en tejido hepático, no en los paquetes musculares que son los aprovechados por el humano, pero se consideran como los niveles que están siendo asimilados por las especies, donde alguna fracción es eliminada y la otra puede ser almacenada en los tejidos grasos del resto del cuerpo (Tetra Tech, Inc., 1985; Pereira *et al.*, 1994).

Los resultados de hidrocarburos clorados determinados en sedimentos (Tabla 12), fueron calculados como una referencia de la cantidad y tipo de compuesto que pudiera encontrarse en el sedimento del río. El HCs más abundante fue el p,p'-DDE (8 a 56 ng g^{-1} peso seco) con un promedio mayor en el mes de febrero ($29 \pm 22 \text{ ng g}^{-1}$). Estas concentraciones son comparables a las determinadas por otros autores en sedimentos marinos o de ríos (Tabla 20). Las concentraciones de p,p'-DDE se encuentran dentro de las reportadas por Law y Goerlitz (1974) para el sistema de ríos de la Bahía de San Francisco (E.U.A.) y son mayores a las del Río Yonne (Francia) y la Bahía de San Francisco (E.U.A.) y menores a las de Port-Said (Egipto). En lo que respecta al DDD se

encuentra dentro del margen de la concentración de la Bahía San Francisco (Pereira *et al.*, 1994) y en concentración menor a las del sistema de ríos de la Bahía San Francisco (E.U.A.) y Port-Said; mientras que el DDT presentó concentraciones menores a los demás sitios comparados. Es importante señalar que no se identificaron otros HC's en los sedimentos, por lo que no es probable que se presenten en *M. cephalus* (especie iliófaga).

Tabla 20. Concentraciones de hidrocarburos clorados (ng g^{-1} de peso seco) en los sedimentos de ríos o sistemas costeros, comparados con los obtenidos en el presente estudio.

LOCALIDAD	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT	REFERENCIA
Sist. de ríos Bahía San Francisco, E.U.A. (1974)	0 – 6	0 – 160	0.5 – 200	Law y Goerlitz (1974)
Port-Said, Egipto (1983)	95 – 600	110 – 400	0.2 – 53	El-Dib y Badawy (1985)
Río Yonne, Francia (1988)	< 1			Chevreuril <i>et al.</i> (1995)
Bahía San. Francisco, E.U.A. (1992)	<0.1 – 4	<0.1 – 6	<0.1 – 3	Pereira, <i>et al.</i> , (1994)
Río Colorado-Río Hardy, B.C. México (1994-1995)	8 – 56	0.2 – 3	<0.1 - 0.9	Este estudio.

Al no existir una Norma Oficial Mexicana que indique los niveles máximos permisibles de hidrocarburos clorados en los sedimentos de ríos o sistemas costeros, los obtenidos en el presente trabajo serán comparados con otra referencia para evaluarlos con referencia a alguna normatividad. La Norma Ambiental Internacional de FAO/WHO (1973) recomienda un límite máximo de 0.02 ppm (20 ng.g^{-1}) para este tipo de compuestos en sedimentos, por lo que podemos observar que únicamente el p,p'-DDE se encuentra sobre este límite. Además, la mayor abundancia de este metabolito en el sedimento, permite relacionarlo con su presencia en las muestras biológicas (hígados), ya que los organismos pueden incorporarlo directamente, por vía alimenticia, como es el caso de *Mugil cephalus*, el cual tiene una dieta detritívora, y una vez dentro de la cadena trófica bioacumularse en las distintas especies y reflejar el fenómeno de biomagnificación en niveles tróficos superiores (Dill, 1944; Brusle, 1981).

VIII. CONCLUSIONES

1. De las cuatro especies ícticas seleccionadas (*Dorosoma petenense*, *Ameiurus natalis*, *Micropterus salmoides* y *Mugil cephalus*) para el análisis de hidrocarburos clorados en la región Río Colorado-Río Hardy, Baja California, solamente *M. cephalus* se presentó durante todos los muestreos estacionales.
2. La presencia dominante de juveniles y subadultos de *M. cephalus* en las muestras analizadas, no permitió detectar una variación espacial y temporal en las concentraciones del analito p,p'-DDE.
3. La concentración del analito p,p'-DDE en el tejido hepático de *M. cephalus* fue independiente de su longitud patrón ($r = 0.13$, $p = 0.61$), peso corporal ($r = 0.04$, $p = 0.86$), índice hepatosomático ($r = 0.29$, $p = 0.24$) y factor de condición ($r = -0.08$, $p = 0.75$).
4. El incremento de las concentraciones de p,p'-DDE en el orden de: *M. salmoides* ($14 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) > *A. natalis* ($5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) > *D. petenense* ($3 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) > *M. cephalus* ($2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), refleja el proceso de biomagnificación.
5. Debido a que las concentraciones de p,p'-DDE presentes en las especies ícticas y sedimentos del Río Colorado-Río Hardy en el valle de Mexicali, se encuentran en el mismo orden de magnitud al compararlas con otros lugares del mundo, se concluye que éstos reflejan niveles "base", indicando la depuración del compuesto y por tanto el decremento de sus concentraciones con el tiempo.

IX. LITERATURA CITADA

- Addison R.F.** 1976. Organochlorine compounds in aquatic organisms: their distribution, transport and physiological significance. En: Lookwood APM (ed.). Effects of pollutants on aquatic organisms. Society for Experimental Biology Seminar serie 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Allechin, C. R., C.A. Kelly y J. E. Portmann.** 1989. Aquatic environment protection: Analytical methods. Methods of analysis for chlorinated hydrocarbons in marine and other samples. Ministry of Agriculture Fisheries and Food Directorate of Fisheries Research. Lowestoft No. 6
- Anderson, R.O., y S.J. Gutreuter.** 1983. Length, weight, and associated structural indices. Págs. 283-300 En: L.A. Nielsen y D.L. Johnson (eds.). Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda (Maryland).
- Alvarez del Villar, J.** 1970. Peces mexicanos (claves). Inst. Nal. Invest. Biol. Pesqueras, Sría. Industria y Comercio, México.
- Baja California hacia la Competitividad.** 1995. Perspectivas de Desarrollo para el siglo XXI. Cap. XI.4 Contaminación por Agroquímicos. Gobierno del Estado de Baja California. México.
- Boon, J.P., M.W. van Zantvoort, M.J.M.A. Govaert, , y J.C. Duinker.** 1985. Organochlorines in benthic polychaetes (*Nephtys* spp.) and sediments from the Southern North Sea. Identification of Individual PCB Components. Neth. J. Sea Res. 19: 93-109.

- Boon, J.P. y J.C. Duinker.** 1986. Monitoring of cycle organochlorines in the marine enviroment. Environ. Monit. and Assess. 7:189-208.
- Brown, D. E. y C. H. Lowe.** 1980. Biotic communities of the southwest. U. S. Dept. Agric., Forest Serv., Gen. Tech. Rep., R.M-78.
- Brusle, J.** 1981. Food and feeding in grey mullet. Págs. 185-218 En: H. Oren (ed.). Aquaculture of grey mullets. International Biological Program 26. Cambridge University Press.
- Burgess, G. H.** 1980. *Dorosoma petenense* (Günther), Threadfin shad. Págs. 70 En: D.S. Lee *et al.*, (eds.). Atlas of north american freshwater fishes (.). North Carolina Biological Survey, North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh.
- Camacho-Ibar V.F.** 1991. Trace metal and polychlorinated biphenyls (PCB) congeners In: Liverpool Bay sediments. Ph. D. thesis, University of Wales in Bangor, U.K. 212 p.
- Carlander, K.D.** 1969. Handbook of freswater fishery biology. Volumen 1. The Iowa State University Press, Ames.
- Carlander, K.D.** 1977. Handbook of freshwater fishery biology. Volumen 2. The Iowa State University Press, Ames.
- Castro-Aguirre, J.L.** 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México, con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Dirección General del Instituto Nacional de Pesca, México. Serie Científica Núm. 19.

- Chevreuil M., L. Granier y A.M. Carru.** 1995. Relationship between biological parameters and bioaccumulation of some organochlorines (pesticides, PCB) by fishes in the river Seine (France). *Water, Air & Soil Pollut.* 81: 107-120.
- Cirilo-Sánchez, H.** 1982. Contribución al conocimiento de la biología pesquera del robalo, *Micropterus salmoides* Lacépède, en la presa Vicente Guerrero, Tamaulipas, México. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, N.L. México. 71 p.
- Compeán-J., G. y O. Baylón-G.** 1983. Estudio preliminar de la pesquería de la Laguna Salada, Baja California. *Proc. Desert Fishes Council*, 13-15-b:201-221.
- Connell, D.W.** 1988. Bioaccumulation behaviour of persistent organic chemicals with aquatic organisms. *Residue Rev.* 101:117-154.
- Connell, D.W.** 1990. Bioaccumulation of xenobiotic compounds. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Cossa, D., D. Auger, B. Averty, M. Lucan, P. Masselin y J. Noël.** 1992. Flounder (*Platichthys flesus*) muscle as an indicator of metal and organochlorine contamination of fresh Atlantic coastal waters. *Ambio* 21(2):176-182.
- Cullen, M.C. y D.W. Connell.** 1992. Bioaccumulation of chlorohydrocarbon pesticides by fish in the natural environment. *Chemosphere* 25(11):1579-1587.
- De Kock, A.C. y A.F. Boshoff.** 1987. PCBs and chlorinated hydrocarbon insecticide residues in birds and fish from the Wilderness Lakes system, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 18: 413-416.

- Dill, W. A.** 1944. The fishery of the lower Colorado River. Calif. Fish & Game 3 (39):134-181.
- Dill, W. A. y A. J. Cordone.** 1997. History and status of introduced fishes in California, 1871-1996. Depart. of Fish and Game. Fish Bull. 178:1-414
- El-Dib, M. A. y M. I. Badawy.** 1985. Organochlorine insecticides and PBC's in water, sediment and fish from the Mediterranean Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34:216-227.
- FAO/WHO,** 1973. Technical conference on marine pollution and its effects on living resources and fishing. Rome Dec. 9-18: 38-49.
- Farrington, J.W., A.C. Davis, B.J. Brownawell, B.W. Tripp, C.H. Clifford y J.B. Livramento.** 1986. The biogeochemistry of polychlorinated biphenyls in the Acushnet River Estuary, Massachusetts. En: M.L. Sohn (ed.). Organic Marine Geochemistry. American Chemical Society. Washington, D.C.
- Follett, W. I.** 1960. The freshwater fishes: their origins and affinities. *In* Symposium on the biogeography of Baja California and adjacent seas. Syst. Zool. 9(3-4):212-294.
- Forget G.** 1991. Pesticides and the third world. Journal of Toxicology and Environmental Health 32: 11-31.
- Fowler, S. W.** 1982. Biological transfer and transport processes. En: G. Kullenberg (ed.). Pollutant transfer and transport in the sea. Vol. 2, 1-65 pp. CRC Press. Boca Raton, FL.

- Glodek, G.S.** 1980. *Ictalurus natalis*. Pág. 442. En: D. S. Lee *et al.*, (eds.). Atlas of north American freshwater fishes. North Carolina Biological Survey, North Carolina State Museum of Natural History, Raleigh.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., G. Flores-Muñoz, M. Villa-Andrade y J.A. Villaescusa-Celaya.** 1988a. Hidrocarburos clorados en moluscos del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. Ciencias Marinas 14(3):91-113.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., G. Flores-Muñoz, M. Villa-Andrade y J.A. Villaescusa-Celaya.** 1988b. Insecticidas organoclorados en peces del Valle de Mexicali, Baja California. México. Ciencias Marinas 14(4):1-22.
- Gutiérrez-Galindo, E.A., G. Flores-Muñoz, M. Villa-Andrade y J.A. Villaescusa-Celaya.** 1989. Diagnóstico de insecticidas organoclorados en moluscos y peces residentes en el valle agrícola de Mexicali. Travesía 17: 13-18.
- Haathi H. y M. Perttilä.** 1988. Levels and trends of organochlorines in cod and herring in the Northern Baltic. Mar. Pollut. Bull. 19 (1):29-32.
- Harrison, I. J.** 1995. Mugilidae. Págs. 1293-1298. En: W. Fischer, W. F. Krupp, W. Schneirder, C. Sommer, K.E. Carpenter y V. H. Niem (eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. FAO, Roma, Italia.
- Hawker, D. W. y Connell, D.W.** 1985. Prediction of bioconcentration factors under non-equilibrium conditions. Chemosphere 14:1835-1843.

- INEGI [Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Historia].** 1995. Estudio hidrológico del Estado de Baja California. Gobierno del Estado de Baja California. 180 p.
- Kannan K., J. Falandysz, N. Yamashita, S. Tanabe y R. Tatasukawa.** 1992. Temporal trends of organochlorine concentrations in cod-liver oil from the southern Baltic Proper, 1971-1989. *Mar. Pollut. Bull.* 24 (7): 358-363.
- Keast, A. y D. Webb.** 1966. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Lake Opinicon, Ontario. *J. Fish. Res. Board Canada* 23: 1845-1874.
- Kelly, A.G. y L.A. Campbell.** 1994. Organochlorine contaminants in liver of cod (*Gadus morhua*) and muscle of herring (*Clupea harengus*) from Scottish Waters. *Mar. Pollut. Bull.* 28 (2):103-108.
- Kennedy C. J. y Walsh P. J.** 1997. Effects of temperature on xenobiotic metabolism. (303-324) En: Wood C.M. Y D.G. Mc Donald (eds.). *Global warming: Implications for freshwater and marine fish.* Cambridge University Press. New York.
- Krishna C. P., F. Matsumura y G. B. Mallory.** 1972. Metabolic transformation of DDT, Dieldrin, Aldrin and Endrin by Marine Microorganisms. *Environ. Sci. Tech.* 6 (7): 629-632.
- Kucklick, J. R., T.F. Bidleman, L. L. Mc Connell, M.D. Walla y G. P. Ivana.** 1994. Organochlorines in the water and biota of Lake Baikal, Siberia. *Environ. Sci. Tech.* 28(1):31-37.

- Lagler, K. F.** 1978. Freshwater fishery biology. WC. C. Brown Publishers, Dubuque (Iowa). 421 p.
- Law, L. M. y D.F. Goerlitz.** 1974. Selected chlorinated hydrocarbons in bottom materials from stream tributary to San Francisco Bay. *Pesticides Monit. J.* 8 (1), 33-36.
- Liu, Z.T., Z.M. Kong, F. Zhou y L. S. Wang.** 1996. Bioconcentration and toxicity effect on lipid content of aquatic organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56: 135-142.
- Loera, R. y L. A. Albert.** 1990. La contaminación y el desarrollo de los plaguicidas sintéticos. Págs. 21-30. En: L.A. Albert (Coord.). *Los plaguicidas, el ambiente y la salud*. 1a. edición. Centro de Ecodesarrollo, México.
- Lopez-Carrillo, L.** 1993. La investigación en México sobre el impacto en la salud por los contaminantes químicos ambientales. *Salud Publica de México*. Nov.-Dic. 35 (6): 1- 8.
- Madenjian, C. P., S. R. Carpenter y P. S. Rand.** 1994. Why are the PCB concentrations of salmonine individuals from the same lake so highly variable? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:800-807.
- Malcolm, J.** 1995. Environmental biology of fishes. Chapman & Hall. New York.
- Maxwell, K. E.** 1970. Pest or people. Págs. 271-279. In: *Chemical and Life*. Dickenson Publishing Company, Inc. Belmont, California.
- McEwen, F. y G. Stephenson.** 1979. The use and significance of pesticides in the environment. John Wiley and Sons, Inc. New York.

- McGinnis, S. M.** 1984. Freshwater fishes of California. University of California Press, Berkeley, California.
- Melzian, B.C., C. Zoffmann y R.B. Spies.** 1987. Chlorinated hidrocarbon in lower continental slope fish collected near the Farallon Islands, California. Mar. Pollut. Bull. 18 (7): 388-393.
- Menzie, C. M.** 1974. Metabolism of pesticides. An Uptade. U.S. Fish and Wildlife Service Special Scientific Report. Wildlife No. 184, Washington, D.C. 484 pp.
- Miller, M. A., C. P. Modenjian y R. G. Masnado.** 1992. Patterns of organochlorine contamination in Lake Trout from Wisconsin waters of the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 18 (4): 742-754.
- Minckley, W. L.** 1973. Fishes of Arizona. Game and Fish Department, Phoenix, Arizona.
- Minckley, W. L.** 1982. Trophic interrelations among introduced fishes in the lower Colorado River, southwestern United States. Calif. Fish & Game 68:78-89.
- Miskiewicz, A.G. y P. J. Gibbs.** 1994. Organochlorine pesticides and hexachlorobenzene in tissues of fish and invertebrates caught near a sewage outfall. Environ. Pollution 84:269-277.
- Mora, M. A.** 1990. Organochlorines reproductive seccess and habitat use in birds from Northwest Mexico. Unpublished Ph. D. Dissertation. University of California, Davis, California.
- Mora, M. A.** 1991. Organochlorines and breeding success in Cattle Egrets from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. Colonial Waterbirds 14(2): 127:132.

- Muir, D. C. G., C.A. Ford, N. P. Grift, R. E. A. Stewart y T. F. Bidleman.** 1992. Organochlorine contaminants in narwhal (*Monodon monoceros*) from the Canadian Arctic. Environ. Pollut., 75: 307-16.
- Murty, A. S.** 1986. Toxicity of pesticides to fish. Vol. 1. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Nelson, E. W.** 1921. Lower California and its natural resources. Mem. Nat. Acad. Sci., 16:1-194.
- Ohmart, R. D., W. O. Deason y C. Burke.** 1977. A riparian case history: the Colorado River. In: Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium, Tucson, Arizona, July 9, 1977. USDA Forest Service, General Technical Report RM-43, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, pp 35-46.
- Page, L. M. y B. M. Burr.** 1991. A field guide to freshwater: North America north of Mexico. Houghton Mifflin Co., Boston. 432 p.
- Pereira W. E., F. D. Hostettler, J. R. Cashman y R. S. Nishioka.** 1994. Occurrence and distribution of organochlorine compounds in sediment and livers of striped bass (*Morone saxatilis*) from the San Francisco Bay-Delta Estuary. Mar. Pollut. Bull. 28 (7): 434-441.
- Perttilä, M., O. Stenman, H. Pysalo y K. Wickström.** 1986. Heavy metals and organochlorine compounds in seals in the Gulf of Finland. Marine Environ. Res. 18:43-59.

- Phillips, D. J. H.** 1978. Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments, a review. *Environ. Pollut.* 16: 167-229.
- Phillips, D. J. H.** 1992. The bioaccumulation of trace contaminants in aquatic ecosystems: a review. Págs. 105-322. En: A. G. Miskiewicz (ed.) *Proceedings of a Bioaccumulation Workshop: Assessment of the Distribution, Impacts and bioaccumulation of Contaminants in Aquatic Environments*, Water Board and Australian Marine Sciences Association, Inc.
- Pimentel, D. y L. Levitan.** 1986. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. *BioScience* 36: 86-91.
- Plan Estatal de Desarrollo 1996-2001.** Gobierno del Estado. Mexicali, B.C. México.
- Rendon von Osten, J.** 1990. Los insecticidas organoclorados. Págs. 99-120. En: L.A. Albert (Coord.) *Los plaguicidas el ambiente y la salud*. 1a. edición. Centro de Ecodesarrollo. México.
- Ruiz-Campos, G.** 1995. First occurrence of the yellow bullhead, *Ameiurus natalis*, in the lower Colorado River, Baja California, Mexico. *Calif. Fish and Game* 81:80-81.
- Ruiz-Campos, G. y S. Contreras-Balderas.** 1987a. Ecological and zoogeographical check-list of the continental fishes of the Baja California Peninsula, Mexico. *Proc. Desert Fishes Council*, 17:105-117.
- Ruiz-Campos, G. y S. Contreras-Balderas.** 1987b. Peces del Río Alamo, subcuenca del Bravo, México. I. Ictiofauna e ictiogeografía. *Proc. Desert Fishes Council*, 16:14-35.

- Ruiz-Campos, G. y M. Rodríguez-Meraz.** 1997. Composición taxonómica y ecológica de la avifauna de los ríos El Mayor, Hardy y áreas adyacentes, en el Valle de Mexicali, Baja California, México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx., Ser. Zool. 68(2):291-315.
- Schneider R.** 1982. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in cod tissues from the western Baltic: significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bio-accumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals. Meeresforsch 29:69-79.
- Scott, W. B.** 1954. Freshwater fishes of eastern Canada. University of Toronto Press, London. 128 p.
- Shailaja M. S. y S.Y.S. Singbal.** 1994. Organochlorine pesticide compounds in organisms from the Bay of Bengal. E.C.S.S. 39: 219-226.
- Shaw, G. R. y D. W. Connell.** 1982. Factors influencing concentrations of polychlorinated biphenyls in organisms from an estuarine ecosystem. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 33:1057-1070.
- Siegfried, W. R.** 1971. The food of the Cattle Egret. J. Applied Ecology 8:447-468.
- Skare, J. U., J. Stenersen, N. Kveseth y A. Polder.** 1985. Time trends of organochlorine chemical residues in seven sedentary marine fish species from a Norwegian fjord during the period 1972-1982. Arch Environ. Contam. Toxicol. 14: 33-41.

- Smith, J. S.** 1995. Pesticides. Págs. 333-350. En: Jean, I. J. Jean y W. G. Ikins. (eds.)
Analyzing food for nutrition labeling and hazardous contaminants. Ed. Marcel
Dekker, Inc. New York.
- Stone, W. y S. N. Rhoads.** 1905. On a collection of birds and mammals from the
Colorado Delta, lower California. Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia, 57:676-690.
- Suns, K. R. y G.G. Hitchin.** 1992. Species-specific differences in organochlorine
accumulation in young-of-the-year spottail shiners, emerald shiners and yellow
perch. J. Great. Lakes Res. 18(2):280-285.
- Taylor, D.L., S. Schliebe y H. Metsker.** 1989. Contaminants in blubber, liver and
kidney tissue of Pacific walruses. Mar. Pollut. Bull. 20:465-8.
- Tetra Tech, Inc.** 1985. Bioaccumulation monitoring guidance:2. Selection of target
species and review of available bioaccumulation data. Final program document
prepared for the Marine Operations Division, Office of Marine and Estuarine
Protection, U.S. Environmental Protection Agency (EPA) EPA contract No. 68-01-
6938. Tetra Tech, Inc., Bellevue, WA.
- Trautman, M.B.** 1957. The fishes of Ohio. The Ohio State University Press, Columbus.
683 p.
- Trava M. J. L.** 1986. Documento presentado en el Simposio sobre el Manejo Ambiental
Adecuado del Agua en la Zona Fronteriza México-Estados Unidos.
- U. S. Food y Drug Administration (USFDA).** 1984. Action levels for chemical and
poisonous substances. U.S. Department of Health, Education and Welfare. Public
Health Service.

- Varela-Romero, A.** 1989. *Dorosoma petenense* (Günther), un nuevo registro para la cuenca del Río Yaqui, Sonora, México (Pisces: Clupeidae). *Ecológica* 1 (1): 23-25.
- Veith, G. D., D. L. Defoe y B. V. Bergstedt.** 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J. Fish. Res. Board. Can.* 36:1040-1048.
- Whitehead, P. J. P. y R. Rodríguez-Sánchez.** 1995. Clupeidae. Págs. 1015-1025. En: W. Fischer, W. F. Krupp, W. Schneirder, C. Sommer, K.E. Carpenter y V. H. Niem (eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. FAO, Roma, Italia.
- Yáñez-Arancibia, A.** 1977. Taxonomía y estructura de las comunidades ictiofaunísticas en nueve lagunas costeras del Estado de Guerrero (Pacífico Central de México). Tesis Doctoral. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.