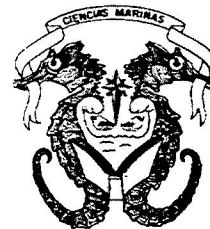


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS



**HIDROCARBUROS CLORADOS EN SEDIMENTOS DEL DELTA DEL RÍO
COLORADO**

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
OCEANÓLOGO
PRESENTA:

XAVIER H. CARRILLO OLIVARES

ENSENADA, B.C., OCTUBRE DE 1999.

RESUMEN

La cuenca estuarina del río Colorado y el Alto Golfo de California (AGC) funcionan como una laguna costera muy fértil. Son un área de reproducción y criadero de gran variedad de especies de peces, y es parte del habitat de la marsopa conocida como "la vaquita marina" (*Phocena sinus*) así como de la "totoaba" (*Totoaba macdonaldi*), ambas especies en peligro de extinción. Esta región, también conocida como el delta del Río Colorado, está cercana a El Valle de Mexicali, una de las principales regiones agrícolas del NW del país. En décadas pasadas se desarrolló una alta actividad agrícola y se aplicaron grandes volúmenes de hidrocarburos clorados (HCs), por lo que posiblemente ocurrió un aporte importante de estos contaminantes hacia el delta del Río Colorado. En el presente estudio se determinó la concentración y la distribución espacial de los HCs presentes en sedimentos del delta y la cuenca estuarina del Río Colorado. Durante los meses de junio, julio y agosto de 1992 se obtuvieron sedimentos de 17 estaciones de muestreo, extrajeron los HCs de las muestras mediante reflujos, se purificaron los extractos por cromatografía en columna, y se identificaron y cuantificaron los HCs por cromatografía de gases.

El pesticida con mayor ocurrencia fue el lindano, que se registró en 9 estaciones con valores en el intervalo de 2.3 a 90 $\text{n}\cdot\text{g}^{-1}$. Con la excepción de DDT en 3 estaciones, no se detectaron pesticidas clorados ni bifenilos policlorados en las muestras recolectadas. Se sugiere que el lindano presente en los sedimentos analizados proviene de su aplicación reciente en el Valle de Mexicali y zonas agrícolas del suroeste de Estados Unidos, y es acarreado por transporte eólico hacia el AGC. La escasa presencia y los bajos niveles de HCs observados en el presente estudio, así como las bajas concentraciones de HCs detectadas en organismos acuáticos de la región, sugieren que el sistema está altamente depurado. Los posibles mecanismos responsables de la no presencia de HCs y su depuración de los sedimentos son: (1) la prohibición en el uso masivo de HCs a partir de los 70's; (2) el corte en el aporte de agua y sedimentos del Río Colorado hacia el AGC por la construcción de presas; (3) la dispersión de los sedimentos del delta por su resuspensión en las zonas someras y su posterior transporte hacia los depocentros del Norte del Golfo de California; (4) la dispersión de los HCs hacia la columna de agua por la intensa actividad bacteriana que degrada la materia orgánica particulada, la cual es a su vez el sustrato de adsorción de los HCs hacia los sedimentos acuáticos.


HIDROCARBUROS CLORADOS EN SEDIMENTOS DEL DELTA DEL RIO
COLORADO

TESIS

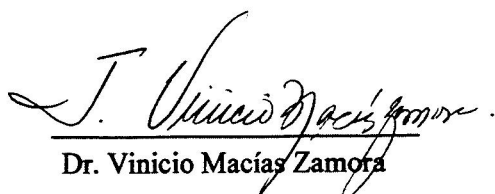
QUE PRESENTA:

XAVIER H. CARRILLO OLIVARES

APROBADA POR:



Dr. Victor Froylán Camacho Ibar
PRESIDENTE DEL JURADO



Dr. Vinicio Macías Zamora
SINODAL



M.C. Sergio Raul Canino Herrera
SINODAL

DEDICATORIAS:

A mi madre, por su gran lucha ante la vida, su increíble fortaleza en cada uno de sus pasos, su optimismo al caer y aprender de esas caídas, por ser exitosa, por su enorme cariño y su gran comprensión. Gracias por creer en mí.

A mi padre, por ser una persona con una gran capacidad de sacrificio, por dar su amor, su apoyo y su presencia de una forma altruista, por ser una persona íntegra y realizada en los objetivos de su vida. Por su corazón.

A mi hermana Karla, por ser siempre parte de mi equipo. Y aun cuando la distancia nos negó el encuentro, siempre has estado en mí., en mis pensamientos.

A Yuli..la hermana menor, por su gran alegría y carácter. Nunca te dejes de nadie.

A un hermano, que aunque no “de sangre” así lo siento. Oznerol Pacheco C., por su incondicional amistad, apoyo y cariño, por ser parte de mis vivencias y mis más grandes alegrías, por coincidir en metas, en luchas, en planes y sobre todo por el mutuo respeto que existe, pilar de nuestra sólida amistad.

A tí.... Laura

AGRADECIMIENTOS:

Al Dr. Victor Camacho-Ibar por su enorme paciencia, su enseñanza, su tiempo y su gran objetividad.

A mis sinodales Dr. J. Vinicio Macías Zamora y M.C. Raúl Canino Herrera por su apoyo y consejos para la realización de este trabajo.

Al Oc. Luis Galindo y Oc. Roberto Pérez, por el apoyo con las imágenes y mapas del área de estudio.

A la generación Celacantos (Química), por el tiempo compartido y las agradables vivencias, Chilis, Vero, Nancy, Enrique, Concepción, Edith, el gran Mauro y otros no tan celacantos, Alex, Borrego.

A Pancho, Edisa, Francisco, Iván, Chabe..., que ayudaron sin saberlo ellos a tener una estancia más alegre, feliz y estable en Ensenada. Grandes personas.

A mi tío Eduardo Olivares, mi prima Lili, y mi sobrino Daniel por su gran apoyo y hospitalidad para la realización de esta tesis. Te agradezco la estancia y las grandes pláticas de todos estos años tío. Gracias.

INDICE

1.- INTRODUCCION	1
1.1.-Naturaleza e importancia de los plaguicidas	1
1.2.-Naturaleza e importancia de los BPCs	8
1.3.-Distribución en el medio ambiente	11
1.4.-Toxicología	12
1.5.-Incorporación en los sistemas marinos	13
1.6.-Importancia de la región y justificación del estudio	15
2.- ANTECEDENTES	18
3.- HIPOTESIS	20
4.- OBJETIVO	21
5.- MATERIALES Y METODOS	22
5.1.- Descripción del área de estudio	22
5.2.- Trabajo de campo	25
5.3.- Trabajo de laboratorio	26
5.3.1.- Determinación de pesticidas y bifenilos policlorados	26
5.3.1.1.- Limpieza de cristalería	26
5.3.1.2.- Preparación y pretratamiento de los reactivos	27
5.3.1.3.- Extracción de la muestra	28
5.3.1.4.- Limpieza del extracto	30
5.3.1.5.- Determinación por cromatografía de gases	31
5.4.-Tratamiento de los datos	32
5.4.1.- Pesticidas y bifenilos policlorados	32
5.4.1.1.- Identificación de los compuestos y cálculo de sus concentraciones	32
5.4.1.2.- Curvas de calibración	35
5.4.1.3.- Control de calidad de los blancos	38

6.- RESULTADOS	39
6.1.- Identificación y cuantificación de los compuestos	39
7.- DISCUSIONES	42
8.- CONCLUSIONES	57
9.- LITERATURA CITADA	59

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>		<u>Página</u>
1	Clasificación química de las familias más importantes de los plaguicidas clorados	2
2	Estructuras del a) p,p-DDT; b) p,p-DDE; c) p,p-DDD; d) lindano; e) clordano y f) heptacloro	4
3	Estructuras del a) aldrín; b) dieldrín; c) endrín y d) endosulfan	5
4	Estructura de un bifenilo policlorado	10
5	Localización del área de estudio y estaciones de muestreo en la región del delta del Río Colorado	23
6	Flujo del proceso para determinar hidrocarburos clorados en el sedimento	29
7	Cromatograma del a) blanco de muestra, b) estación 2, c) estandar de hidrocarburos clorados	33
8	Flujo del proceso para realizar la curva de calibración	36
9	Concentración de γ -HCH en la región del delta del Río Colorado	41
10	Modelo propuesto para la hidrodinámica de los sedimentos en el delta del del Río Colorado y Alto Golfo de California	48
11	Diagramas de dispersión y ecuaciones de regresión para las concentraciones de (a) lindano vs % lodos, (b) lindano vs % limos, (c) lindano vs % arcillas	54

LISTA DE TABLAS

<u>Tabla</u>		<u>Página</u>
I	Diferentes niveles de cloración de BPCs y sus correspondientes isómeros..	8
II	Concentración de los analitos de la mezcla estándar ICES en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en cada dilución de la curva de calibración ($\text{pg}/\mu\text{l}$).	37
III	Concentración de los analitos de la mezcla estándar A en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en cada dilución de la curva de calibración ($\text{pg}/\mu\text{l}$).	37
IV	Concentración de los analitos de la mezcla estándar B en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en el volumen de inyección ($\text{pg}/\mu\text{l}$) para cada dilución de la curva de calibración.	38
V	Concentración de hidrocarburos clorados en ng/g de sedimento.	40
VI	Concentración de hidrocarburos clorados en ng/g de sedimento.	40
VII	Intervalos de concentración de lindano y concentración máxima de DDT en sedimentos de algunos sistemas costeros del mundo.	43

1.- INTRODUCCION

1.1.-Naturaleza e importancia de los plaguicidas organoclorados

Existen diferentes tipos de contaminantes en el medio ambiente. Entre los más importantes se encuentran: la materia orgánica, las bacterias patógenas, los virus, los hidrocarburos derivados del petróleo, los hidrocarburos clorados (HCs) (pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados), los detergentes, algunos iones inorgánicos, los metales pesados y algunos elementos radioactivos (Dickson, 1990). Uno de los principales desechos que han causado mayor contaminación, han sido los pesticidas organoclorados y los bifenilos policlorados (BPCs), debido principalmente, a sus grandes volúmenes de producción, su persistencia en el medio ambiente (de meses hasta años), su amplia distribución y su alta liposolubilidad (Clarck, 1992).

Los pesticidas son productos agroquímicos diseñados para prevenir, controlar o combatir las diversas plagas que atacan los cultivos agrícolas y hortalizas, enfermedades y malezas (Restrepo,1992). Por su especificidad se clasifican en : insecticidas (insectos), fungicidas (hongos), herbicidas (malezas), nematocidas (nemátodos), molusquicidas (gasterópodos terrestres), acaricidas (ácaros y garrapatas) y rodenticidas (roedores) (Cremllyn, 1989). Los plaguicidas clorados presentan una gran persistencia ambiental atribuída, en parte, a su naturaleza hidrofóbica, por lo que exhiben gran afinidad por lípidos y partículas. Son resistentes a la biodegradación (Iwata *et al.*, 1994) y se caracterizan por tener poca actividad química, altos coeficientes de distribución lípido-

agua y ser volátiles a temperaturas ambientales (Addison, 1976; Boon y Duinker, 1986; Loganathan y Kannan, 1994).

Dentro de las familias más importantes de plaguicidas se encuentran los compuestos aromáticos halogenados, los ciclodienos y las cicloparafinas (Fig. 1) (Forget, 1991).

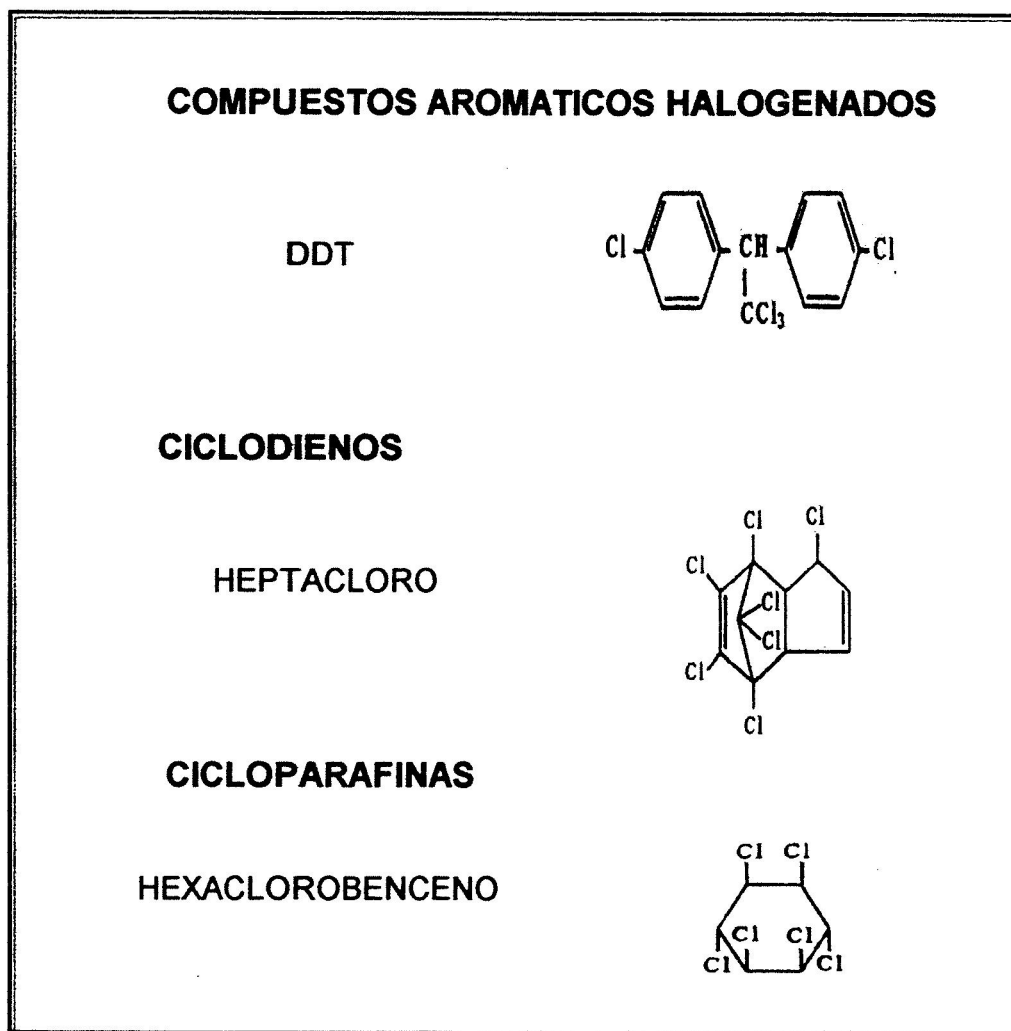


Fig.1. Clasificación química de las familias más importantes de los plaguicidas clorados.

Por su extenso uso y sus efectos ambientales, el miembro más conocido de los pesticidas organoclorados es el DDT (diclorodifeniltricloroetano) (Fig. 2a). Este compuesto consta de dos isómeros de difícil separación, el o,p-DDT y el p,p-DDT, y dos metabolitos, el p,p-DDE (dicloro-difenil-dicloroetano) (Fig. 2b) y el p,p-DDD (dicloro-difenil-dicloroetano) (Fig. 2c). Este compuesto fue sintetizado por primera vez por Zaidler en 1874, pero sus poderosas propiedades insecticidas no fueron descubiertas sino hasta 1939 por el Dr Muller de la compañía Suiza Geigy (Metcalf, 1990).

El DDT fue introducido como insecticida en 1942 y fabricado en gran escala durante la segunda guerra mundial. A finales de los años cincuenta su producción anual fue de más de 100,000 toneladas, aunque a partir de ese periodo la producción ha disminuído en un 50% (Cremllyn, 1989). Cuando se descubrió el DDT, sus principales ventajas mostraron ser la estabilidad, su persistencia en la actividad insecticida, su bajo costo de fabricación, una baja toxicidad para los mamíferos (DL_{50} oral en ratas: 300 $mg \cdot kg^{-1}$) y un amplio espectro de actividad insecticida. Se caracteriza por ser muy persistente, con un tiempo de vida medio en el suelo de 10 años. Este compuesto es virtualmente insoluble en agua (0.00001%), pero es soluble en muchos solventes orgánicos incluyendo xileno, tetracloruro de carbono, acetato de etilo y keroseno (Metcalf, 1990). El descubrimiento de las propiedades insecticidas del DDT estimuló la búsqueda de compuestos organoclorados análogos. Algunos ejemplos importantes son: el Gix, el DDD o TDE, el lindano, los ciclodienos y el metoxicloro.

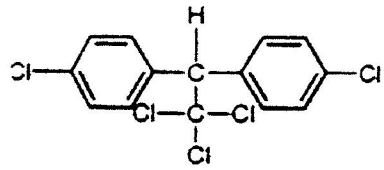


Fig. 2a

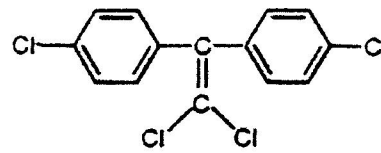


Fig. 2b

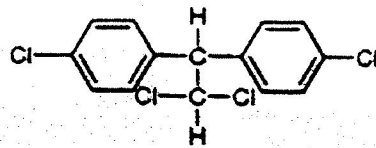


Fig. 2c

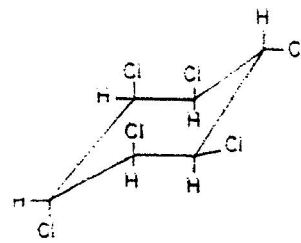


Fig. 2d

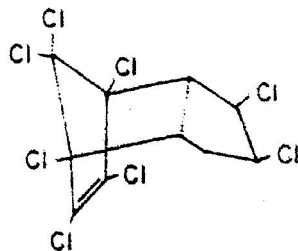


Fig. 2e

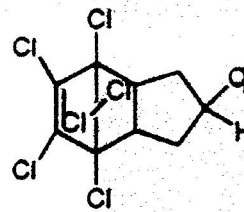


Fig. 2f

Fig. 2. Estructuras del a) p,p-DDT; b) p,p-DDE; c) p,p-DDD; d) lindano; e) clordano y f) heptacloro.

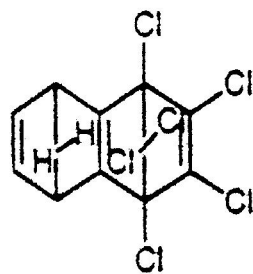


Fig. 3a

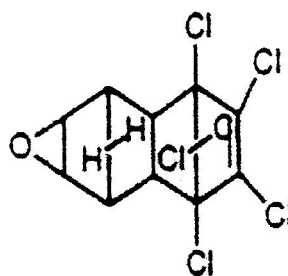


Fig. 3b

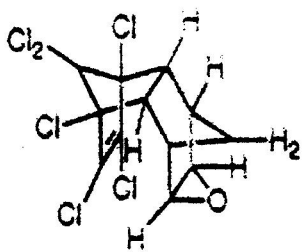


Fig. 3c

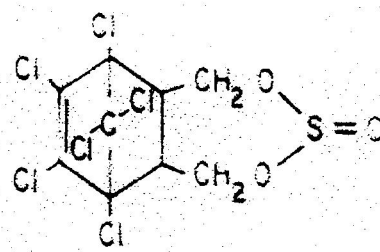


Fig. 3d

Fig. 3. Estructuras del a) aldrín; b) dieldrín; c) endrín y d) endosulfan.

El hexaclorociclohexano (HCH) fue descubierto independientemente por las “Imperial Chemical Industries” en la Gran Bretaña y en Francia en 1942 (Iwata *et al.*, 1993). Este producto resulta de la cloración del benceno y está constituido de cinco isómeros (alfa, beta, gamma, delta y epsilon) de los cuales solamente el isómero gamma (lindano) (Fig. 2d) tiene propiedades insecticidas. Este compuesto penetra rápidamente la cutícula del insecto (Metcalf, 1990) y tiene una presión de vapor apreciablemente mayor (9×10^{-6} mm de mercurio a 20°C) que la del DDT, por lo que puede ejercer un acción fumigante significativa en una atmósfera seca y es estable al calor, por lo que puede volatilizarse sin sufrir cambios. También es más soluble en agua que el DDT (log Kow 5.98) ya que tiene una log Kow de 3.85 (Loganathan y Kannan, 1994) y en el recubrimiento de semillas es muy efectivo contra ataques de insectos del suelo.

Los insecticidas del grupo del ciclodieno (ej. clordano (Fig. 2e), heptacloro (Fig. 2f), aldrín (Fig. 3a), dieldrín (Fig. 3b), endrín (Fig. 3c) y endosulfan (Fig. 3d)) son hidrocarburos cíclicos altamente clorados con estructuras enlazadas con endometileno. Otros como el isodrín, alodan, bromodan y telodrín fueron desarrollados en Estados Unidos y Alemania, aunque son de menor importancia. El clordano y el dieldrín fueron los más importantes y producidos a gran escala. Generalmente son insecticidas persistentes (vida media de 30 a 33 años), estables en suelos y a la acción ultravioleta de la luz del sol. Debido a su persistencia, su uso sobre los cultivos fue restringido dado que sus residuos indeseables permanecieron mucho después del tiempo de cosecha.

El metoxicloro es un insecticida que aparentemente no se acumula en las grasas ya que, a diferencia de la mayoría de los compuestos organoclorados, se biodegrada por medio de la dimetilación oxidativa. Por tal motivo, el uso del metoxicloro probablemente no formará parte en una contaminación ambiental a largo plazo, por lo que frecuentemente el uso de este compuesto es permitido (Cremllyn, 1989).

En Enero de 1973, toda la venta y transporte del DDT dentro de los Estados Unidos fue prohibida (Fowler, 1990), excepto en el uso de situaciones emergentes. Posteriormente el aldrín y dieldrín fueron prohibidos entre los años de 1972 y 1974; el clordano y heptacloro en 1975 y otros en años más recientes. Sin embargo, ya que en la mayoría de los países sub-desarrollados se continúan teniendo problemas fuertes con la salud asociados a plagas, el uso de DDT y otros pesticidas organoclorados son recomendados por organizaciones de la salud nacionales e internacionales para el control de los mosquitos, moscas y piojos, los cuales transmiten la malaria, tifus, fiebre tifoidea y cólera (Loganathan y Kannan, 1994). Además el DDT siguió siendo fabricado dentro de la unión americana a mediados de los 80's y exportado para su uso en otras naciones. De hecho, muchos de los frutos y vegetales importados por los Estados Unidos han sido rociados con algún tipo de pesticida organoclorado (Turk, 1988).

1.2.-Naturaleza e importancia de los BPCs

En cuanto a los BPCs, son compuestos químicos utilizados en la industria eléctrica principalmente, constituyendo una importante fuente de contaminación en todo el mundo (Ghirelli, *et al.*, 1984). BPCs es un nombre genérico de muchos isómeros y congéneres con diferentes números de átomos de cloro substituyendo bifenilos (Tanabe, 1988). Diferentes arreglos estructurales hacen posible 209 compuestos de fórmula general $C_{12}H_xCl_y$, donde $x= 0-9$ y $y= 10-x$ (Tabla I). Este grupo de químicos fue sintetizado por Schmidt & Schulz en 1881 y en el año de 1929 comenzó a desarrollarse su producción comercial.

Tabla I.- Diferentes niveles de cloración de BPCs y sus correspondientes isómeros

Formula de BPCs	Número de isómeros
$C_{12}H_9Cl$	3
$C_{12}H_8Cl_2$	12
$C_{12}H_7Cl_3$	24
$C_{12}H_6Cl_4$	42
$C_{12}H_5Cl_5$	46
$C_{12}H_4Cl_6$	42
$C_{12}H_3Cl_7$	24
$C_{12}H_2Cl_8$	12
$C_{12}HCl_9$	3
$C_{12}Cl_{10}$	1

Los BPCs fueron reportados en el medio ambiente por primera vez en 1966 y en 1974 fueron uno de los contaminantes orgánicos más discutidos a nivel global (Alford-Stevens, 1986). En Estados Unidos son conocidos con el nombre comercial de Aroclor

1242, 1248, 1254, 1260, etc. (Garmon, 1982; Ghirelli *et al.*, 1984), donde los primeros dos números indican los 12 carbonos en el anillo bifenilo, y los últimos dos indican el porcentaje del peso del cloro (Hooper *et al.*, 1990).

La producción mundial acumulada de BPCs se estima que es de 1.2×10^6 t (Tanabe, 1988). De esta cantidad, cerca del 31% (370×10^3 t) esta presente en el medio ambiente global y alrededor de 780×10^3 t son aún usados en equipo eléctrico viejo, otros productos, y gran parte se encuentran depositados en rellenos y basureros o en depósitos (Addison *et al.*, 1986). En 1976, el Congreso de la Unión Americana prohibió la fabricación, procesamiento, distribución y uso de BPCs, excepto en sistemas totalmente cerrados (transformadores eléctricos, capacitores y electromagnetos) (Alford-Stevens, 1986).

La contaminación a causa de los BPCs es uno de los más serios problemas ambientales. Esto es debido a las características físicas y químicas que presentan, las cuales le confirieron en el pasado el éxito comercial. La naturaleza altamente no-polar da como resultado una baja constante dieléctrica, haciéndolos una elección ideal para ser utilizados como aislantes de refrigeración en equipo eléctrico. La alta electronegatividad que le confiere la molécula de cloro, resulta en compuestos (bifenilos) (Fig. 4) muy estables, haciéndolos fluidos resistentes al calor con una excelente estabilidad a largo plazo (Hooper *et al.*, 1990). Para estimar su hidrofobicidad/lipoficidad se utiliza el

coeficiente de distribución n-octanol/agua o $\log_{10} K_{ow}$ (Boon y Duinker, 1986, Hooper *et al.*, 1990; Ballschmiter *et al.*, 1989) cuyos valores varían de 4.5 para los monoclorados a 8.1 para heptaclorados. Estos valores tan altos indican la preferencia de los BPCs por lípidos y superficies e interfases (Hooper *et al.*, 1990).

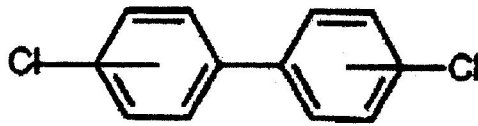


Fig. 4. Estructura de un bifenilo policlorado

Originalmente fueron usados como refrigerantes y fluidos dieléctricos en transformadores y capacitores, fluidos de transferencia de calor, y como revestimientos para reducir la flamabilidad de los productos de madera. Más tarde fueron incorporados dentro de pinturas, tintas, papel carbón y pesticidas (Alford-Stevens, 1986). En productos del hogar fueron rápidamente introducidos como: anti-inflamantes en un gran número de plásticos, preservativos y protectores del caucho, revestimiento del acero, ceras, y barnices (Hooper *et al.*, 1990).

1.3.-Distribución en el medio ambiente

El transporte atmosférico de los plaguicidas clorados y BPCs desde áreas urbanas e industrializadas hacia zonas no pobladas es reconocido como el modo primario de su distribución mundial (Ghirelli *et al.*, 1984; Tanabe *et al.*, 1989). Su presencia se ha observado por todo el mundo, incluyendo el Artico y el Antártico (Everaarts *et al.*, 1993), donde de manera inesperada se han encontrado altas concentraciones en el aire, agua de mar (Loganathan y Kannan, 1994), precipitación, plancton y animales silvestres (Iwata, *et al.*, 1993 y 1994).

La amplia contaminación por BPCs se ha evidenciado por su detección en varias muestras ambientales de regiones polares tales como: aire (Tanabe *et al.*, 1983; Oehme & Mano, 1984), agua, incluyendo nieve y hielo (Risebrough *et al.*, 1976; Tanabe *et al.*, 1983), peces (Giam *et al.*, 1973; Subramanian *et al.*, 1983), aves (Subramanian *et al.*, 1986) y mamíferos (Norstrom *et al.*, 1988). También se han detectado estos compuestos orgánicos en el océano, agua superficial (Tanabe *et al.*, 1982), agua subsuperficial (Tanabe & Tatsukawa, 1983) y en una gran variedad de organismos (Tanaka *et al.*, 1986).

En las zonas agrícolas, del total de insecticidas organoclorados rociados desde una aeroplano, no todo el insecticida llega a su destino. Una fracción llega a zonas cercanas del terreno deseado, hortalizas o lotes de árboles y otra es transportada por

medio del aire ya sea como un gas o adsorbidos en partículas de polvo o en gotas de agua (Turk, 1988), hasta su precipitación por acción de las lluvias (Woodwell, et al., 1967). De los pesticidas que llegan a su destino, solamente una pequeña porción es ingerida por las plagas. Por lo tanto, grandes cantidades permanecen como residuos en diferentes partes de las plantas, frutos y vegetales (Turk, 1988).

1.4.-Toxicología

Estos compuestos sintéticos han sido identificados en el hígado, sangre, leche y almacenados en el tejido adiposo de mamíferos terrestres y marinos, teniendo los niveles residuales más altos los animales superiores de la cadena trófica (Mes, 1992). Se sospecha que son agentes etiológicos en una gran variedad de problemas en la salud incluyendo cáncer (Carlsen *et al.*, 1995), fisiología endócrina alterada y disminución en la eficiencia reproductiva (Guillette *et al.*, 1995) e inmunosupresión (Brouwer *et al.*, 1989) lo cual puede provocar un incremento de la susceptibilidad de enfermedades infecciosas.

Los efectos nocivos de los plaguicidas en los ecosistemas han sido bien investigados recientemente; estos incluyen: la resistencia que a su acción muestran cientos de especies de insectos con clara tendencia a aumentar en el futuro; las variaciones en el éxito reproductor de una gran variedad de plantas, inducidas por los efectos nocivos de los plaguicidas sobre los organismos polinizantes; la reducción de las poblaciones vegetales y animales benéficas; la toxicidad de los productos químicos en

organismos benéficos y la persistencia de plaguicidas persistentes en ecosistemas acuáticos, el suelo y los organismos vivientes (Restrepo, 1992).

Uno de los más serios problemas en sistemas estuarinos es que los insecticidas reducen el proceso de fotosíntesis e inhiben el crecimiento realizado por el fitoplancton. El DDT a una concentración de 1 ppb, disminuye la actividad fotosintética del fitoplancton en un 10%; mientras que una de 100 ppb la minimiza en un 40% (Turk, 1988).

1.5.-Incorporación en los sistemas marinos

La incorporación de los hidrocarburos clorados a los ecosistemas acuáticos ocurre mediante la depositación seca y húmeda desde la atmósfera, la cual es considerada como la principal ruta de incorporación de compuestos organoclorados a nivel global (Larson, 1985). Sin embargo, existen mecanismos de movilización de estos tóxicos desde los continentes, ocurriendo por su transporte en la fase particulada (Fowler, 1990), en las descargas de ríos, arroyos, y descargas urbanas (Tanabe *et al.*, 1983), finalizando con eventualidad en sedimentos costeros cercanos a descargas de aguas residuales, bahías y muelles (NRC, 1994).

Los lagos, esteros, lagunas y el océano son cuerpos receptores de las aguas de escurrimientos de los campos agrícolas en donde se aplican agroquímicos (Woodwell,

1970; Pimentel y Edwards, 1982; Turk, 1988). Los pesticidas organoclorados debido a su gran liposolubilidad no son solubles en el agua y se asocian con el material particulado (detritus orgánico, material fecal, arcillas, etc.) en la columna de agua, el cual puede mantenerse en suspensión o depositarse para formar los sedimentos (Duinker *et al.*, 1984; Dunnivant y Elzerman, 1988). La concentración de estos contaminantes en sedimentos depende ampliamente de la cantidad presente de limos y arcillas (partículas < 63 µm) y del contenido de materia orgánica (Duinker *et al.*, 1983; Boon *et al.*, 1985).

De igual forma que los pesticidas organoclorados los BPCs se adhieren fuertemente al sedimento, arcilla, suelos y polvo, y son transportados a los diferentes compartimentos ambientales por medio de descargas, ríos, erosión, precipitación y vientos (Alford-Stevens, 1986). En ambientes marinos, debido a su no polaridad los BPCs son transportados unidos al seston, siendo principalmente localizados en los sedimentos. La adsorción de estos compuestos sintéticos en los sedimentos, puede resultar en su enterramiento y aislamiento posterior, de tal forma, que los sedimentos se convierten el mayor reservorio de estos tóxicos en los sistemas acuáticos (Boon y Duinker, 1986). La resuspensión por dragados, eventos de tormentas, corrientes y bioturbación, puede provocar la reincorporación de los compuestos organoclorados a la columna de agua. Así los contaminantes quedan accesibles a los organismos del sistema (NRC, 1994), los cuales bioacumulan y biomagnifican (Turk, 1988; Connell, 1993) estos compuestos en dosis subletales y a veces letales en los diferentes niveles de la cadena

trófica (NRC, 1994), debido a que son altamente solubles en el tejido adiposo y extremadamente resistentes a la degradación química y biológica (Hooper *et al.*, 1989), llegando a afectar incluso al hombre a través del consumo de peces y mariscos contaminados.

Un estudio de estos tóxicos en la cadena alimenticia, incluyendo plancton, peces y mamíferos marinos del este del Pacífico Norte, ilustra claramente la biomagnificación desde los niveles más bajos a los más altos, en los cuales el predador superior (delfines rayados), reveló un factor de bioconcentración de 10^7 (Tanabe *et al.*, 1984).

1.6-Importancia de la región y justificación del estudio

En México, los asentamientos humanos de las entidades federativas aledañas al Golfo de California, se han formado y desarrollado en valles y zonas montañosas donde las principales actividades económicas son la agricultura, la ganadería, la pesca, el turismo, la industria y la minería. El Valle de Mexicali es una de las principales regiones en donde se utilizan métodos agrícolas modernos altamente tecnificados. La agricultura en este Valle se desarrolló a partir del cultivo del algodón, aunque en la actualidad existe una mayor diversidad de cultivos (Nieblas-Ortiz, 1986). Según la S.A.R.H., tan solo en el cultivo algodonnero en el periodo 1982-1985 se aplicó un volumen total de 1'607,278 litros de insecticida, dando un promedio anual de 402,000 litros. Actualmente, no se cuenta con información fidedigna sobre las cantidades totales aplicadas de estos

compuestos, aunque su utilización ha disminuido considerablemente en la última década (Román y Trava, 1986; Nieblas-Ortiz, 1986).

Con respecto a los BPCs, no se cuenta con información sobre su utilización en esta región, aunque la industria eléctrica pudiera ser una fuente primaria (Ghirelli, *et al.*, 1984). Nishikawa-Kinomura y Flores-Muñoz (1971) plantean que la combustión de materiales plásticos en la ciudad de Mexicali puede constituir un aporte de estos contaminantes al Valle agrícola.

El delta del río Colorado funciona como una laguna costera muy fértil. Es un área de reproducción y criadero de gran variedad de especies de peces, algunos de los cuales se considera que están en peligro de extinción como es el caso de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*). Algunas especies de camarón comercial y mamíferos marinos abundan en esta zona y es parte del hábitat de la amenazada marsopa comúnmente conocida como “la vaquita” (*Phocena sinus*).

En base a lo anteriormente expuesto y considerando la importancia pesquera y el desarrollo de la acuicultura en esta zona; así como también a que no existen trabajos reportados sobre hidrocarburos clorados (pesticidas y bifenilos policlorados) en sedimentos, este trabajo tiene la finalidad de definir tipos y concentraciones de

hidrocarburos clorados en los sedimentos del delta del río Colorado, y determinar su distribución geográfica.

2.- ANTECEDENTES

Son pocos los trabajos que se han realizado para determinar los niveles de hidrocarburos clorados en la zona de estudio. No se encontraron estudios sobre estos contaminantes en sedimentos costeros, por lo que se hace referencia algunos estudios que reportan niveles de organoclorados en biota acuática. Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988) detectaron la presencia de DDT, BPC 1254 y ocasionalmente trans-nanocloro en la almeja dulceacuícola *Corbicula fluminea* colectada en drenes en el Valle agrícola de Mexicali, y p,p-DDE en la almeja *Chione californiensis* y el mejillón *Modiolus capax* colectados en el Alto Golfo de California, encontrándose un orden de magnitud por debajo de 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 clordano. Se detectó DDT en músculo de los peces *Cyprinus carpio* y *Tilapia sp.* en las aguas de los canales y drenes del Valle agrícola de Mexicali, encontrándose en un orden de magnitud debajo de los límites tolerados para el consumo humano (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1988).

En 1987 y 1988 se realizó un programa de vigilancia mediante el uso del mejillón *Modiolus capax* como bioindicador para establecer la contaminación de insecticidas organoclorados en la costa oeste del Golfo de California. El p,p-DDE ($5.7\text{-}105 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) fue el organoclorado tóxico mayormente biodisponible y distribuido en las aguas del Golfo de California, sin embargo, sus niveles estuvieron por debajo de los límites internacionales establecidos para la protección de la biota acuática (Gutiérrez-Galindo *et*

al., 1992). En 1991 y 1992 se realizó un programa de vigilancia mediante el uso de diferentes bivalvos en las costas del Norte, Centro y Sur del Continente Americano, encontrándose en la región de San Felipe DDTs (10-100 ng·g⁻¹ peso seco), clordanos (< 10 ng·g⁻¹ peso seco) y BPCs (10-100 ng·g⁻¹ peso seco) (Sericano *et al.*, 1995).

En cuanto a mamíferos marinos, también son pocos los estudios realizados. Calambokidis (1988) detectó la presencia de p,p-DDE (530-7,500 ng·g⁻¹ peso seco), p,p-DDD (34-600 ng·g⁻¹ de peso seco), DDT (50-1000 ng·g⁻¹ peso seco), α -BHC (5-49 ng·g⁻¹ peso seco) y BPCs (200 ng·g⁻¹ peso seco) en tejido adiposo de la vaquita marina (*Phocoena sinus*) en el Golfo de California. Sin embargo, Arcega-Cabrera (1996) analizó también hidrocarburos clorados en un espécimen de la misma especie, encontrando únicamente p,p-DDE en niveles detectables.

3.- HIPOTESIS

Existe la presencia de hidrocarburos clorados en sedimentos del delta del Río Colorado, ya que en décadas pasadas en el Valle agrícola de Mexicali se usaron plaguicidas extensivamente y su presencia ha sido reportada en organismos de la región. La principal ruta de incorporación de estos plaguicidas fue el Río Colorado.

4.- OBJETIVO

Determinar los hidrocarburos clorados presentes en sedimentos del delta del río Colorado, así como evaluar su concentración y establecer su distribución geográfica.

5.- MATERIALES Y METODOS

5.1.- Descripción del área de estudio

El delta del Río Colorado se localiza entre los 31°24' y 32° de latitud Norte, y los 114°12' y 115° 06' de longitud Oeste entre los estados de Sonora y Baja California (Fig. 5).

Desde 1962 el flujo del Río Colorado ha sido retenido en su mayor parte en los lagos Mead y Powell (Graf, 1985) mientras que el resto se retiene en la cuenca baja del río, en los valles de Imperial, California, EUA y de Mexicali, Baja California, México. El aporte de material sedimentario por parte del río hacia la cuenca estuarina ha sido prácticamente nula desde 1960. En contraste, durante el período de 1891-1935, el Río Colorado aportó alrededor de 160×10^6 ton de sedimento, a razón de más de mil toneladas por segundo (Sykes, 1937). Actualmente el canal principal del río se ensancha rápidamente formando un estuario de 40-48 km de largo y 16 km de ancho en su boca, constriéndose de 1-3 km de ancho en la mayor parte de su longitud. El estuario comprende tres canales principales separados por barras elongadas algunas de las cuales emergen como las islas Montague y Pelicano (Meckel, 1975). El estuario es macromareal con un intervalo de marea viva promedio de 6.5 m (Zamora-Casas, 1993), pero puede incrementarse hasta 12 m en la boca del Río Colorado (Cupul, 1994).

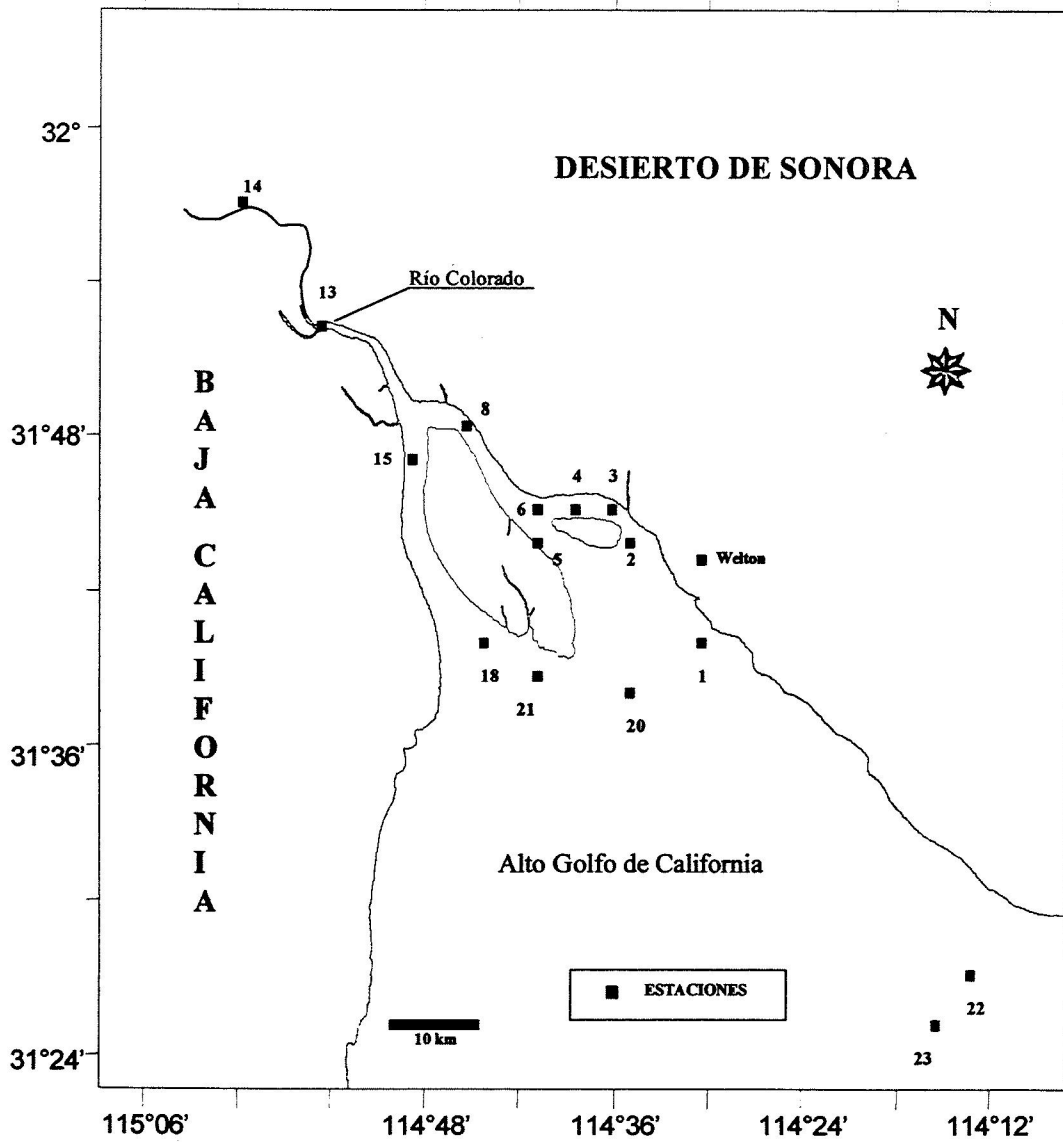


Fig. 5. Localización del área de estudio y estaciones de muestreo en la región del delta del Río Colorado

El tipo de clima de esta área es de desierto continental, con humedad escasa. La temperatura ambiental fluctúa en el año entre un valor promedio máximo de 32.2° C en verano y valor mínimo promedio de 8.25° C en invierno. Debido a las escasas lluvias y la baja humedad, la tasa de evaporación para la porción Norte del Golfo de California es de 0.9 m/año (Miranda-Meneses, 1982), y una precipitación promedio anual de 68 mm (Reyes-Coca *et al.*, 1990). La circulación troposférica de la corriente de chorro de Norteamérica, cuya posición normal se localiza sobre la cuenca alta del Río Colorado, controla el patrón de variabilidad de la lluvia en la cuenca de drenaje del mismo, caracterizado por inviernos secos y con baja precipitación pluvial. Sin embargo, durante años de intensos inviernos, la corriente de chorro se desplaza hacia el Sur, sobre la cuenca del Río Colorado, presentándose lluvias intensas que ocasionan flujos altos del río (Graf, 1985).

Alvarez-Borrego y Galindo-Bect (1974) reportaron que la circulación neta es rotatoria en el sentido contrario a las manecillas del reloj para la parte alta del Golfo de California. En cuanto a las variables fisicoquímicas del agua, Alvarez-Borrego *et al.*, (1975), señalan la variabilidad en el Alto Golfo de California con temperaturas mínimas en invierno de 8.25° C y máximas en agosto de 32.58° C; en cuanto a la salinidad superficial, encuentran valores mínimos en octubre (35.28 ‰) y máximos durante julio (41.00 ‰).

El Alto Golfo de California es altamente productivo. Santa María-del-Angel y Alvarez-Borrego (1994) reportan concentraciones promedio de clorofila a alrededor de $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ y máximos hasta $15 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, siendo estos niveles comparables a los de otras zonas costeras altamente productivas como las zonas de surgencias de Baja California y del Perú.

Los sedimentos del área de estudio presentan un gradiente granulométrico, con tamaño promedio de grano mayores en la costa de Sonora y menores hacia la costa de Baja California (Sánchez-González, 1995). Los sedimentos cercanos a la costa de Sonora son arenas finas y cerca de Baja California son lodos arenosos (Carriquiry y Sánchez-González, 1999).

5.2.- Trabajo de campo:

Se realizó la colecta de los sedimentos durante los meses de junio, julio y agosto de 1992. Se obtuvieron sedimentos de 17 estaciones de muestreo distribuidas en el delta del Río Colorado (Tabla V y VI) para la determinación de hidrocarburos clorados (Fig. 5). El criterio utilizado para el muestreo, fue la recolecta de muestras tanto en la cuenca estuarina del Río Colorado, ya que el río se consideraba como una fuente potencial de hidrocarburos clorados, así como la recolecta en la zona del delta aledaña a la costa de Sonora, ya que esta zona está cercana a una laguna de oxidación que constituye la parte final de un canal que conduce aguas residuales del Valle Welton Mohawk, USA.

La posición geográfica de las estaciones de colecta se determinó mediante la utilización de un posicionador geográfico por satélite (GPS). Las muestras fueron colectadas por medio de una draga tipo Van-Veen. Una vez colectadas se almacenaron en una hielera con hielo seco a -20° C, y posteriormente fueron transportadas al laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (I.I.O.) de la Universidad Autónoma de Baja California, donde se congelaron para su posterior análisis.

5.3.- Trabajo de laboratorio:

5.3.1.- Determinación de pesticidas y bifenilos policlorados

El procedimiento adoptado en este estudio para la preparación de las muestras de sedimento antes del análisis cromatográfico, fue basado en las modificaciones descritas por Camacho-Ibar (1991) al método reportado por Boon *et al* (1985).

5.3.1.1.- Limpieza de cristalería

El material de vidrio fue lavado en una solución de jabón Micro al 5% (v/v) en agua destilada caliente, enjuagado con agua destilada y desionizada; y finalmente fue calcinado a 450° C durante 4 h. Antes de ser usado el material en el análisis, se enjuagó con acetona y hexano.

5.3.1.2.- Preparación y pretratamiento de los reactivos.

Todos los solventes empleados en éste análisis fueron calidad cromatográfica obtenidos de B & J.

a) Activación del sulfato de sodio

El sulfato de sodio anhidro fue extraído por reflujo en un sistema soxhlet con una mezcla 1:1 de acetona y hexano. Después de ser secado el sulfato de sodio fue activado a 450° C durante 4 h.; luego fue enfriado a temperatura ambiente en un desecador donde se almacenó hasta su uso.

b) Activación del óxido de aluminio (alúmina)

El óxido de aluminio (70-230 malla ASTM, Merck 1077) se activó a 650° C durante 4 h. Después se enfrió en un desecador casi a temperatura ambiente y se desactivó agregando agua destilada previamente extraída con hexano. La cantidad de agua agregada fue equivalente al 5% de óxido de aluminio. El reactivo se almacenó en un desecador bajo vacío, hasta que fue utilizado.

c) Activación del cobre

Se elaboraron esferas de aproximadamente 2 cm de diámetro con hilo de cobre y se activaron con ácido nítrico al 10%, dejándolas en una solución por espacio de 25 min. Posteriormente se enjuagaron con agua destilada extraída con hexano, con acetona y con

hexano. Cada cambio de agua y solventes se realizó bajo una corriente de nitrógeno y finalmente fueron almacenadas en hexano.

5.3.1.3.- Extracción de la muestra.

El procedimiento para la extracción, limpieza y análisis cromatográfico se resume en la Fig. 6 y se describe a continuación:

En la extracción de la fracción orgánica del sedimento, de acuerdo al contenido de lodos, se pesaron entre 20 y 40 g (peso húmedo) de material en frascos de vidrio de aproximadamente 200 ml. Alrededor de 25 g de sulfato de sodio activado se mezclaron con el sedimento para permitir una mayor penetración del solvente durante la extracción y asegurar el secado de las muestras. Después, cada muestra fué transferida a un cartucho de fibra de vidrio (extraído con acetona:hexano 1:1 antes de ser usado), para posteriormente ser colocado en un tubo de reflujo del equipo Soxhlet de 60 ml, fortificado con 20 μ l de estandar interno (PCB-103 y PCB-198). Los matraces balón receptores de 250 ml contenían perlas de ebullición extraídas con solventes y cuatro esferas de cobre. Se agregaron aproximadamente 180 ml de diclorometano al sistema y las muestras de sedimento fueron extraídas durante aproximadamente 14 h.

Los extractos fueron concentrados a 5 ml aproximadamente usando un macro concentrador Kuderna-Danish (Supelco), posteriormente se transfirieron a tubos de centrífuga graduados de 5 ml para reducir el volúmen a 1 ml con ayuda de una corriente

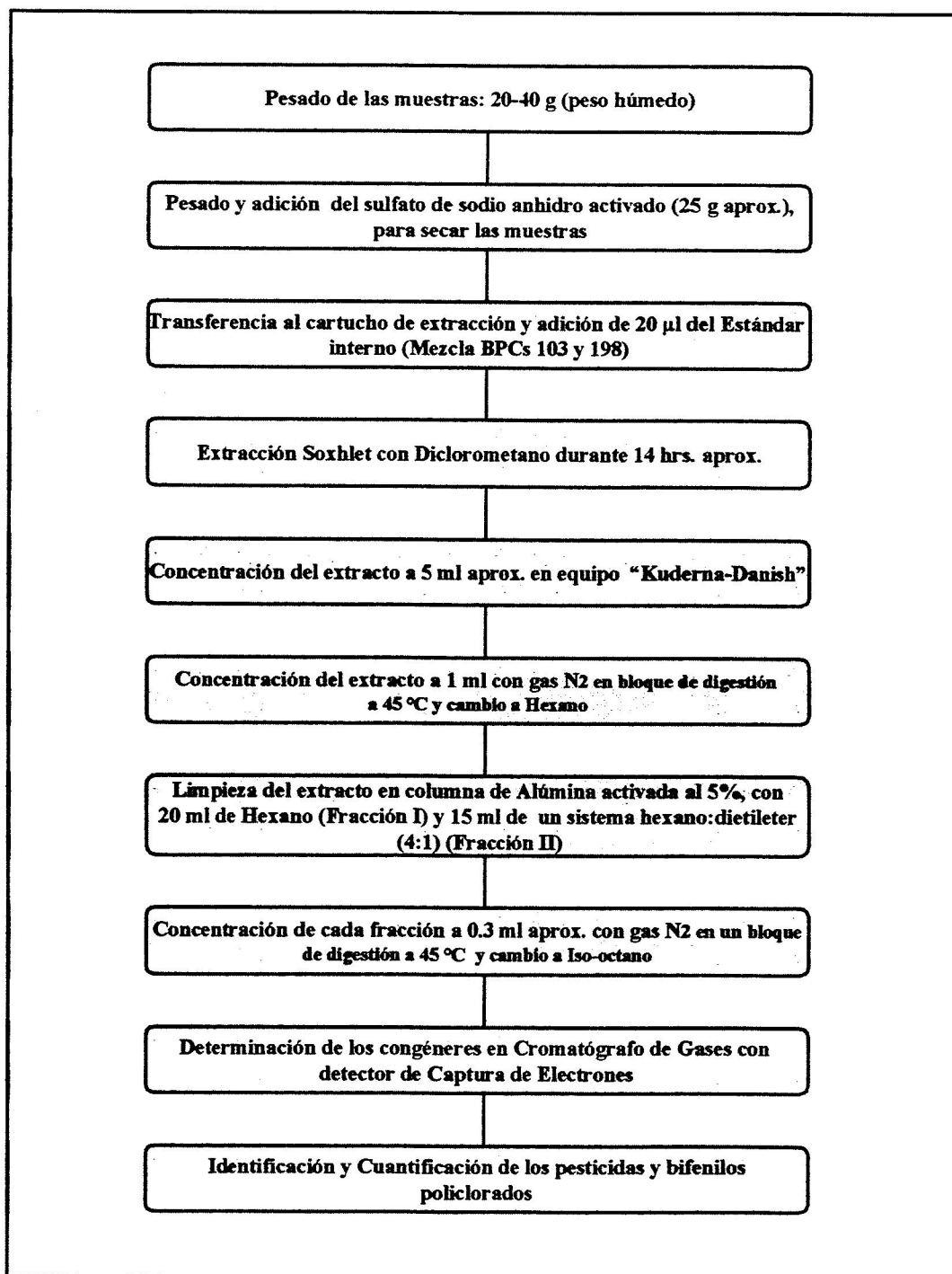


Fig. 6. Flujo del proceso para determinar hidrocarburos clorados en el sedimento.

de nitrógeno en un bloque de digestión a 45° C. Una pequeña cantidad de virutas de cobre activado se adicionaron al concentrado final de cada muestra para eliminar cualquier remanente de sulfuro que no reaccionó durante la extracción Soxhlet.

5.3.1.4.- Limpieza del extracto.

a) Preparación de la columna

Se emplearon columnas de borosilicato (250 X 6 mm D.I.) con un reservorio para solventes en la parte superior y un grifo en el extremo inferior. Para el procedimiento de limpieza, se insertó previamente un tapón de fibra de vidrio (enjuagado previamente con acetona y hexano) en el extremo más agudo como soporte del agente empaquetado. Las columnas fueron empacadas en seco con 3 g de alúmina activada. Una pequeña cantidad de sulfato de sodio anhidro activado, equivalente a aproximadamente 5 mm de alto de la columna, se añadieron en la parte superior de la alúmina para garantizar el secado del extracto antes del contacto con el óxido de aluminio, y de este modo evitar cambios en la actividad del adsorbente debido a posibles trazas de agua presentes en los extractos.

b) Limpieza del extracto

Para eliminar posibles trazas de contaminantes, cada columna empaquetada para cada muestra, fue eluida con 7 ml de diclorometano, seguidos por 7 ml de hexano (Camacho-Ibar,1991). Una vez que el hexano pasó a través de la columna y la superficie del sulfato de sodio empezó a secarse, el ml del extracto del sedimento se incorporó por

la parte superior de la columna con una pipeta Pasteur, seguido de un ml de hexano. Este paso se repitió 2 veces más, y finalmente se añadieron 20 ml de hexano al reservorio para eluir los compuestos organoclorados. Después de descartar los primeros 2 ml, los siguientes 20 ml fueron recuperados en un tubo de ensayo de 50 ml para obtener la fracción I. Posteriormente 15 ml de un sistema hexano:dietileter (4:1) se pasaron por la columna y se recuperaron en un tubo de ensayo de 50 ml para la obtención de la fracción II.

Los eluatos fueron concentrados a 0.3 ml en un bloque de digestión a 45° C, bajo una corriente de nitrógeno; posteriormente se aforaron a 1 ml con iso-octano y fueron concentrados hasta aproximadamente 0.5 ml asegurando de esta manera la sustitución de solventes, de hexano por iso-octano para cada eluato de cada una de las muestras.

Los extractos finales se transfirieron a viales de 2 ml con tapones de teflón, y se les agregó a cada uno de ellos, entre dos y tres virutas de cobre para asegurar que no hubieran trazas de sulfuro en el extracto durante el análisis. Las muestras se almacenaron finalmente en un congelador hasta ser analizados en el cromatógrafo.

5.3.1.5.- Determinación por cromatografía de gases

La determinación y cuantificación de los pesticidas y los BPCs se llevó a cabo por cromatografía gas-líquido de alta resolución usando un cromatógrafo HP 5890 A

equipado con un detector de captura de electrones (ECDN) Ni^{63} , conectado a un integrador Hewlett Packard 3392A y automuestreador Hewlett Packard 7673A. Los gases acarreador y compensador fueron el helio y el nitrógeno (grado Ultra alta pureza) respectivamente.

Se usó una columna capilar DB-5 (J&W Scientific) de 60 m (0.25 mm y 0.25 μm de grosor de la película) donde se inyectó un volumen de 1 μl de cada muestra para la separación y cuantificación de los compuestos.

5.4.- Tratamiento de los datos

5.4.1.- Plaguicidas y bifenilos policlorados

5.4.1.1.- Identificación de los compuestos y cálculo de sus concentraciones

La identificación de los compuestos se llevó a cabo al verificar cada compuesto, con los tiempos relativos de retención (TRR) de los analitos definidos en los cromatogramas resultantes de las mezclas de estándares individuales ICES (para BPCs), A (CLP-216) y B (CLP-226B) (ULTRA Scientific) (para pesticidas) (ver cromatograma en la Fig. 7c).

La cuantificación de los compuestos se determinó sustituyendo las áreas obtenidas en los cromatogramas de las muestras, en las ecuaciones de regresión lineal, y polinomial de segundo orden que resultaron de las curvas de calibración de cada analito de las

mezclas de estándares individuales ICES, A (CLP-216) y B (CLP-226B) (ULTRA Scientific) ($r^2 > 0.99$). Posteriormente se hicieron correcciones a las concentraciones obtenidas con base en el peso de la alícuota de sedimento utilizada para el análisis y el contenido de humedad.

5.4.1.2.- Curvas de calibración

Las curvas de calibración se prepararon con las diluciones 10 μl , 25 μl , 50 μl , 100 μl , 200 μl de cada analito de la solución madre de las mezclas estándar (solución stock) ICES (para BPCs), A (CLP-216) y B (CLP-226-B) (ULTRA Scientific) (para pesticidas). La primera esta constituida por 8 analitos, la segunda por 11, y la tercera por 13 (Fig. 8).

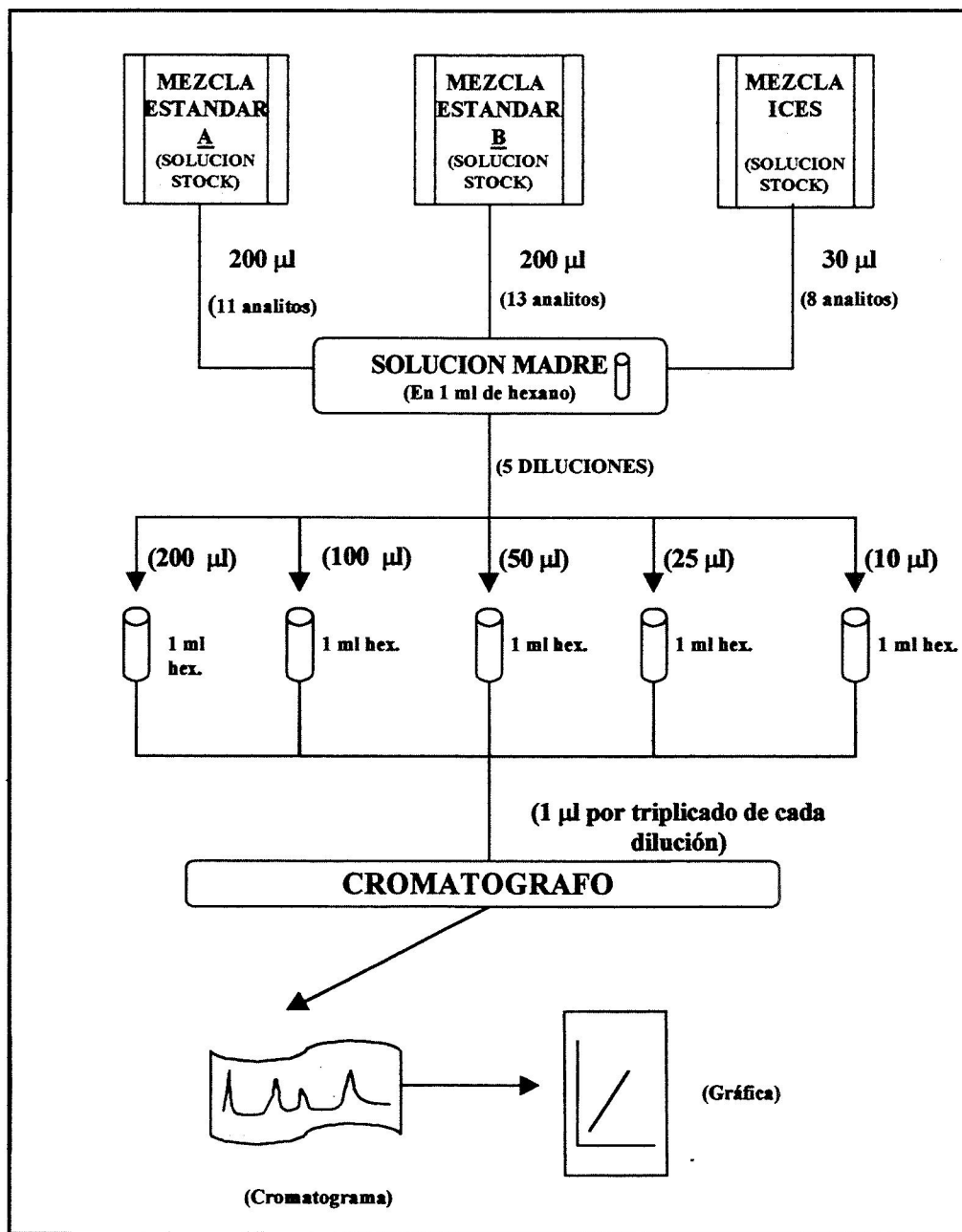


Fig. 8. Flujo del proceso para realizar la curva de calibración.

La concentración de cada analito en la solución stock, la solución madre y en el μl inyectado en el cromatógrafo en cada mezcla para cada dilución de la curva de calibración se presentan en las Tablas II, III y IV.

Tabla II.- Concentración de los analitos de la mezcla estándar ICES en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en el volumen de inyección ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) para cada dilución de la curva de calibración.

Analito (congéner)	Sol. Stock $\mu\text{g/ml}$	Sol. Madre $\mu\text{g/ml}$	Dilución a 200 μl	Dilución a 100 μl	Dilución a 50 μl	Dilución a 25 μl	Dilución a 10 μl
28	50	1.5	304	152	76	38	15
52	69	2.0	418	209	104	52	20
77	44	1.3	266	133	66	33	13
101	53	1.6	318	159	79	39	15
118	53	1.6	321	160	80	40	16
138	51	1.5	306	153	76	38	15
153	71	2.1	427	213	106	53	21
180	57	1.7	344	172	86	43	17

Tabla III.- Concentración de los analitos de la mezcla estándar A en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en el volumen de inyección ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$) para cada dilución de la curva de calibración.

Analito	Sol. Stock $\mu\text{g/ml}$	Sol. Madre $\mu\text{g/ml}$	Dilución a 200 μl	Dilución a 100 μl	Dilución a 50 μl	Dilución a 25 μl	Dilución a 10 μl
α -HCH	5	1	200	100	50	25	10
heptacloro	5	1	200	100	50	25	10
γ -HCH	5	1	200	100	50	25	10
endosulfan I	5	1	200	100	50	25	10
dieldrín	10	2	400	200	100	50	20
endrín	10	2	400	200	100	50	20
4,4-DDD	10	2	400	200	100	50	20
4,4-DDT	10	2	400	200	100	50	20
metoxicloro	50	10	2000	1000	500	250	100
TCMX	5	1	200	100	50	25	10
decaclorobifenilo	10	2	400	200	100	50	20

TCMX = 2, 4, 5, 6-tetracloro-m-xileno.

Tabla IV.- Concentración de los analitos de la mezcla estándar B en la solución stock ($\mu\text{g/ml}$), solución madre ($\mu\text{g/ml}$) y en el volumen de inyección ($\text{pg}/\mu\text{l}$) para cada dilución de la curva de calibración.

Analito	Sol. Stock $\mu\text{g/ml}$	Sol. Madre $\mu\text{g/ml}$	Dilución a 200 μl	Dilución a 100 μl	Dilución a 50 μl	Dilución a 25 μl	Dilución a 10 μl
β -HCH	5	1	200	100	50	25	10
δ -HCH	5	1	200	100	50	25	10
aldrín	5	1	200	100	50	25	10
heptacloro epóxido	5	1	200	100	50	25	10
α -clordano	5	1	200	100	50	25	10
γ -clordano	5	1	200	100	50	25	10
4,4-DDE	10	2	400	200	100	50	20
endosulfan sulfato	10	2	400	200	100	50	20
endrin aldehído	10	2	400	200	100	50	20
endrin cetona	10	2	400	200	100	50	20
endosulfan II	10	2	400	200	100	50	20
TCMX	5	1	200	100	50	25	10
decaclorobifenilo	10	2	400	200	100	50	20

TCMX = 2, 4, 5, 6- tetracloro-m-xileno.

5.4.1.3.- Control de calidad de los blancos

Los reactivos utilizados en el desarrollo del análisis (extracción, limpieza y determinación por cromatografía de gases) fueron calidad analítica y no presentaron contaminación. Los blancos que se incluyeron en cada corrida de extracción, mostraron una alta pureza en los cromatogramas respectivos y solamente registraron los picos característicos de los componentes del estándar interno (Figura 7a).

6.- RESULTADOS

6.1.- Identificación y cuantificación de los compuestos

Se identificaron 8 pesticidas organoclorados en las diez estaciones donde se detectó la presencia de estos compuestos, sus concentraciones (en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco de sedimento) y su límite de detección se presentan en la Tabla V y VI. En las estaciones 1, 5, 6, 15, 18, 20, se obtuvieron concentraciones inferiores al límite de detección de todos los analitos estudiados.

El plaguicida con mayor ocurrencia fue el lindano (γ -HCH) que se registró en 9 estaciones muestreadas (56%) (Fig. 9), con valores en el intervalo de 2.3 a $90 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

Las concentraciones más altas correspondieron al lindano en las estaciones 2 ($90 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) (ver cromatograma Fig. 7b), 3 ($81 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), y 4 ($22 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) (Tabla V) localizadas en el canal situado entre la isla Pelicano y la costa de Sonora (Fig. 9). Mientras que las 6 estaciones restantes registraron concentraciones que fluctúan entre $2.3 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en la estación 23 y $14 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en la estación 8.

El endosulfan I, endosulfan II, endosulfan sulfato, heptacloro, endrín y el p,p-DDE se presentaron en la estación Welton (Tabla V y VI). La concentración más alta correspondió al endosulfan sulfato con un valor de $7.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ y la más baja al heptacloro con un valor de $1.6 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

Tabla V.- Concentración de hidrocarburos clorados en ng.g⁻¹ de sedimento

ESTACION	alfa-HCH	beta-HCH	delta-HCH	gama-HCH	endosulfan I	endosulfan s.	endosulfan II	heptacloro epóxido	dieldrin	endrin	
1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	90	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
3	< 0.5	< 0.5	< 0.5	81	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
4	< 0.5	< 0.5	< 0.5	22	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
6	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
8	< 0.5	< 0.5	< 0.5	14	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
13	< 0.5	< 0.5	< 0.5	8.7	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
14	< 0.5	< 0.5	< 0.5	10	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
15	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
18	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
20	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
21	< 0.5	< 0.5	< 0.5	7.90	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
22	< 0.5	< 0.5	< 0.5	3.2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
23	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.3	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
Welton	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.8	7.5	2.5	1.6	< 0.5	< 0.5	4.3

Límite de detección = 0.5

Tabla VI.- Concentración de hidrocarburos clorados en ng.g⁻¹ de sedimento

ESTACION	aldrin	metoxicloro	p,p-DDT	p,p-DDE	28	52	101	118	153	138	180
1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
2	< 0.5	< 0.5	4.2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
3	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
4	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
6	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
8	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
13	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
14	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
15	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
18	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
20	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
21	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
22	< 0.5	< 0.5	5.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
23	< 0.5	< 0.5	7.7	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Welton	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.6	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5

Límite de detección = 0.5

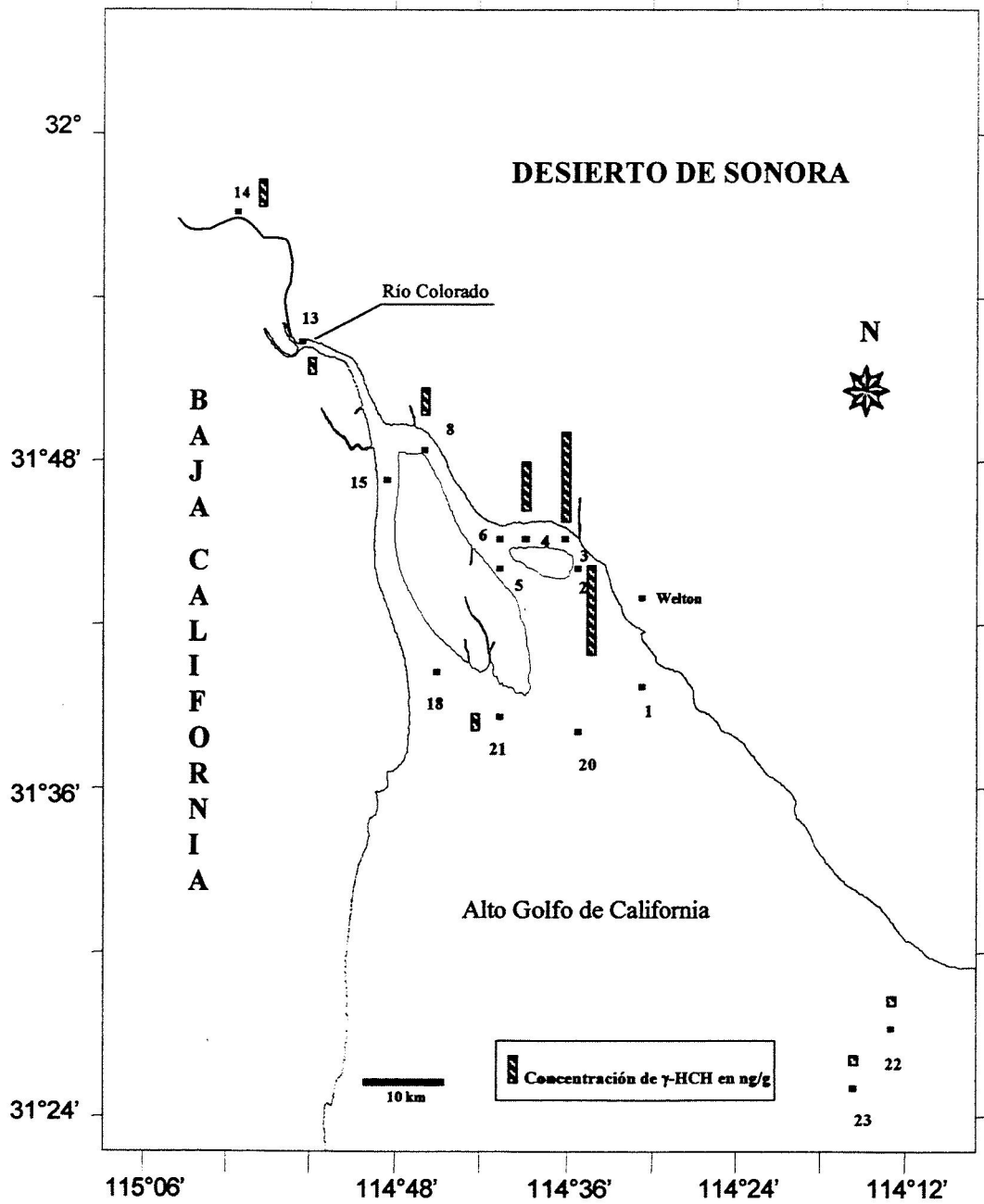


Fig. 9. Concentración de γ -HCH en la región del delta del Río Colorado

7.- DISCUSIONES

Los resultados de este estudio (Tabla V) indican la presencia casi exclusiva de lindano en los sedimentos del Alto Golfo de California; como se discute más adelante, el transporte atmosférico es posiblemente la vía principal de incorporación de este compuesto a la zona de estudio. De las 16 muestras analizadas 9 presentaron este compuesto, mientras que el DDT se presentó únicamente en 3 muestras. Con excepción de la muestra del Welton, todos los demás plaguicidas, así como los bifenilos policlorados, estuvieron ausentes o sus concentraciones fueron menores al límite de detección. La muestra de sedimento del Welton, que presentó 6 diferentes analitos, no corresponde propiamente al Alto Golfo por lo que es una muestra atípica.

Con el fin de contrastar el nivel de contaminación por lindano de los sedimentos del Alto Golfo de California con otros ecosistemas costeros, se presentan los datos de la Tabla VII. En esta tabla se presenta el intervalo de concentraciones de lindano observados en algunos sitios, así como el valor máximo de DDT citado en cada estudio. En términos generales, la Tabla VII indica que las concentraciones de lindano observadas en este estudio se encuentran dentro del intervalo reportado para sedimentos costeros. Aún las estaciones 2, 3 y 4 que presentaron las concentraciones más altas (90, 81 y 22 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivamente) tuvieron niveles más bajos que los máximos observados en otros sitios como la Bahía de Bengala (India) y Port-Said (Egipto).

Tabla VII.- Intervalos de concentración de lindano y máximos de DDT en los sedimentos de algunos sistemas costeros del mundo.

Localidad	Plaguicida	Concentración ng.g-1	Referencia
Port-Said, Egipto	lindano	0.1 - 126	El-Dib y Badawy, 1985
	DDT	53	"
Bahía de Bengala, India*	lindano	10 - 210	Sakar y Sen Gupta, 1988
	DDT	780	"
Norte de Vietnam	lindano	5.4	Dang Duch Nhan, 1998
	DDT	19.3	"
Kenia	lindano	53	J.M. Everaarts, 1998
Bahía de San Francisco, E.U.	DDT	200	Law y Goerlitz, 1974
Delta del río Colorado	lindano	2.3 - 90	Este estudio
	DDT	7.7	"

En el caso del DDT, los sedimentos del Alto Golfo de California se muestran poco contaminados. El intervalo de concentraciones obtenido en este estudio (4.2-7.7 ng·g⁻¹) presenta valores mucho menores que los sitios con los que es comparado. En otros sitios como La Bahía de Bengala y la Bahía de San Francisco los sedimentos alcanzan concentraciones hasta 780 y 200 ng·g⁻¹, respectivamente (Tabla VII); estos niveles son superiores en casi 2 ordenes de magnitud que los del Alto Golfo de California.

La escasa presencia y los bajos niveles de hidrocarburos clorados observados en el presente estudio, así como la cada vez más escasa literatura reciente sobre estos compuestos en sedimentos marinos, refleja posiblemente la tendencia global a la eliminación de estos compuestos en el medio ambiente. El presente estudio se basó en la hipótesis de que, por la extensa actividad agrícola en el Valle de Mexicali, era de esperar la presencia de plaguicidas organoclorados que fueron aplicados extensivamente en décadas pasadas. La ausencia de la mayoría de los HCs aquí analizados, así como los bajos niveles de los que si fueron detectados, se puede deber a la combinación de dos procesos, aunados a las prohibiciones de los años 70's; estos procesos son: (a) la falta de aportes recientes de HCs desde el continente vía el Río Colorado y (b) la rápida dispersión de los contaminantes por la fuerte hidrodinámica del Alto Golfo de California y el intenso reciclamiento del carbono orgánico particulado.

En el caso del DDT, los sedimentos del Alto Golfo de California se muestran poco contaminados. El intervalo de concentraciones obtenido en este estudio (4.2-7.7 ng·g⁻¹) presenta valores mucho menores que los sitios con los que es comparado. En otros sitios como La Bahía de Bengala y la Bahía de San Francisco los sedimentos alcanzan concentraciones hasta 780 y 200 ng·g⁻¹, respectivamente (Tabla VII); estos niveles son superiores en casi 2 ordenes de magnitud que los del Alto Golfo de California.

La escasa presencia y los bajos niveles de hidrocarburos clorados observados en el presente estudio, así como la cada vez más escasa literatura reciente sobre estos compuestos en sedimentos marinos, refleja posiblemente la tendencia global a la eliminación de estos compuestos en el medio ambiente. El presente estudio se basó en la hipótesis de que, por la extensa actividad agrícola en el Valle de Mexicali, era de esperar la presencia de plaguicidas organoclorados que fueron aplicados extensivamente en décadas pasadas. La ausencia de la mayoría de los HCs aquí analizados, así como los bajos niveles de los que si fueron detectados, se puede deber a la combinación de dos procesos, aunados a las prohibiciones de los años 70's; estos procesos son: (a) la falta de aportes recientes de HCs desde el continente vía el Río Colorado y (b) la rápida dispersión de los contaminantes por la fuerte hidrodinámica del Alto Golfo de California y el intenso reciclamiento del carbono orgánico particulado.

En el primer caso, tomando en cuenta que una de las vías de transporte más importantes de los compuestos organoclorados es a través de la fase particulada (Fowler, 1990) en las descargas de ríos (Tanabe *et al*, 1983), se puede suponer que existe una mínima incorporación de estos contaminantes orgánicos por esta vía debido al prácticamente nulo aporte actual de material particulado desde el Río Colorado hacia el Alto Golfo de California. La escasa descarga de materiales del Río Colorado hacia la cuenca estuarina desde 1960, se debe a que su flujo ha sido retenido en su mayor parte en los lagos Mead (Presa Hoover) y Powell (Presa Glenn Canyon), y el resto es retenido en la cuenca baja del río, en los valles de Imperial (California, EUA) y de Mexicali (B.C., México) en la Presa Morelos (Graf, 1985). El Río Colorado es considerado como el sistema fluvial más manipulado del mundo (Vaux, 1992) y únicamente en los años más húmedos existe aporte de agua dulce al estuario del Río Colorado (Alvarez-Borrego *et al.*, 1975). Cuando a lo largo del cauce de los ríos ocurre la intervención del hombre a través de la construcción de presas, la consecuencia directa es la reducción o, algunas veces, la eliminación total de los aportes de agua, sedimentos y metales asociados, hacia los estuarios (Mantonaura *et al.*, 1991).

En el segundo caso, cabe mencionar que la dispersión de los HCs en ecosistemas acuáticos está fuertemente relacionada con la dispersión del material particulado, ya que debido a su alta hidrofobicidad, no son solubles en el agua y se asocian con el material particulado (detritus orgánico, material fecal, arcillas, etc.) en la columna de agua, el cual

puede mantenerse en suspensión o depositarse para formar los sedimentos (Duinker *et al.*, 1984; Dunnivant y Elzerman, 1988). En consecuencia, es muy probable que el destino final de una gran parte de los compuestos organoclorados descargados hacia el Alto Golfo de California sean los centros de acumulación de partículas en los sedimentos.

La capacidad de predicción del transporte de material disuelto y suspendido en un estuario, depende fundamentalmente del conocimiento de los movimientos del agua (Van Leussen Dronkers, 1988) y de los aspectos hidrodinámicos que caracterizan a la cuenca estuarina bajo estudio (Kjerfve, 1989). En este respecto, Carriquiry y Sánchez (1999) propusieron un modelo de dispersión y transporte de los sedimentos en la cuenca estuarina y el delta del Río Colorado (Fig. 10), en el cual el transporte a lo largo de la costa Sonorense a través del canal de Sonora es predominantemente hacia el interior del estuario, en dirección Sureste-Noroeste. En el canal de Baja California el transporte es predominantemente en dirección norte a sur, actuando este canal como la vía de salida de materiales de la cuenca estuarina hacia el Alto Golfo de California. Estos autores también proponen un transporte de Este a Oeste en la zona costera frente al delta del Río Colorado, finalizando en una región denominada “depocentro” en la costa de Baja California. Las direcciones de transporte establecidas por Carriquiry y Sánchez (1999) son consistentes con la hidrodinámica de la zona y las observaciones el flujo de materiales en suspensión en el sistema reportadas por otros autores (Alvarez-Borrego y Galindo-

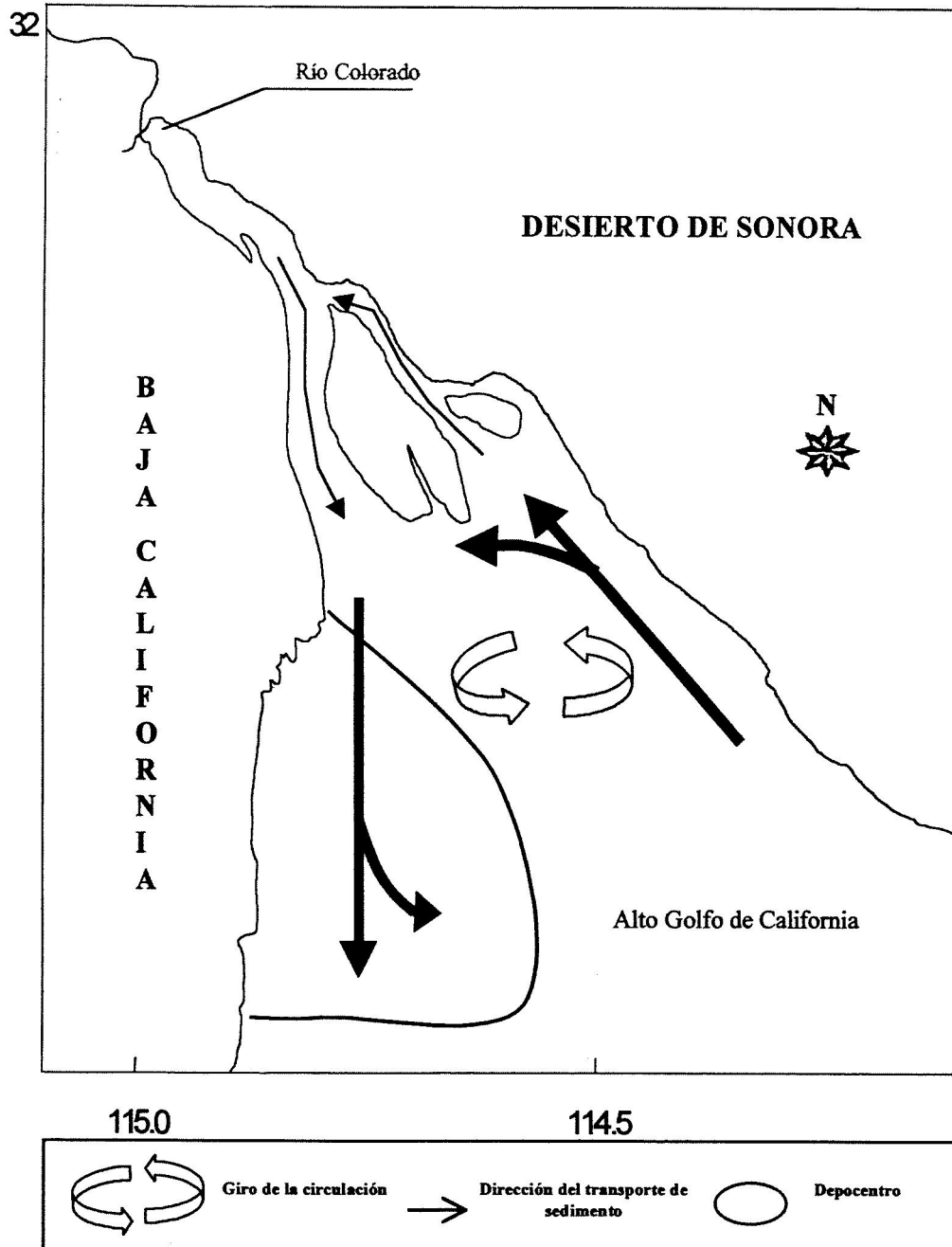


Fig. 10. Modelo propuesto para la hidrodinámica del sedimento en el delta del Río Colorado y Alto Golfo de California (Modificada de Carriquiry y Sánchez, 1999)

Bect, 1974; Meckel, 1975; Carriquiry, 1993; Zamora-Casas, 1993; Cupul-Magaña, 1994).

Con base en los patrones de dispersión y transporte de sedimentos establecidos para la zona de estudio, se puede sugerir que de haber existido aportes de HCs hacia la zona de muestreo, estos compuestos pudieron transitoriamente depositarse en asociación a las partículas sedimentarias. La mayoría de las muestras analizadas en el presente estudio fueron colectadas hacia la zona este del Alto Golfo (Fig. 5) y en la cuenca estuarina, por lo que el material sedimentario y los HCs asociados pudieron ser sujetos a su resuspensión y transporte hacia la costa de Baja California para ser finalmente depositados en el “depocentro” enfrente de San Felipe (ver Fig. 10). Por ser una región macromareal (hasta 10 m de intervalo de mareas), existe una fuerte hidrodinámica en la región muestreada, con corrientes de marea de hasta $3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; estas condiciones dificultan la acumulación de material sedimentario de tamaño pequeño (limos y arcillas) y en consecuencia favorecen la dispersión de las partículas hacia las cuales los HCs tienen “preferencia”.

La dispersión de los HCs en ecosistemas costeros, además de depender del transporte y dispersión del material particulado, también puede depender de la dispersión de la fase sedimentaria en la que se encuentran asociados. La materia orgánica que reviste los sedimentos es la fase donde los contaminantes hidrofóbicos se adsorben

predominantemente (Boon y Duinker, 1986; Camacho-Ibar y McEvoy, 1996). La zona del delta se considerada como una región de alta productividad primaria (Orozco-Borbón, 1995), por lo que se esperaría encontrar un alto contenido de material orgánico asociado a sedimentos, como ocurre en otras zonas costeras de alta productividad como es la costa de Perú que presenta porcentajes de carbono orgánico de 7.4 y 9.3 (Mayer, 1994). Sin embargo, en un estudio sobre la geoquímica del Alto Golfo de California, Aguiñiga-García (1999) reporta porcentajes máximos de carbono orgánico de 0.45 y 0.49 en sedimentos del “depocentro”. Esta comparación permite suponer que en la zona del delta existe un consumo intenso de materia orgánica particulada en la columna de agua por parte de microorganismos, lo cual es evidente por los altos valores de biomásas reportadas para la zona (Orozco-Borbón, 1995). Con base en lo anterior, se sugiere que al existir un alto consumo de material orgánico por las bacterias, los HCs asociados a este sustrato pueden ser dispersados hacia la columna de agua y quedar a expensas de la intensa hidrodinámica del sistema, limitando así la posibilidad de acumulación de estos contaminantes en los sedimentos del Alto Golfo de California.

Además de los procesos anteriormente mencionados, las prohibiciones de estos compuestos a principios de los años 70's en la unión americana (Iwata *et al.*, 1993), nos hace suponer una indudable reducción posterior en el aporte de estos contaminantes sintéticos por cualquiera de sus vías hacia la zona de estudio. Además, cabe recordar el límite de detección del método analítico aquí utilizado ($0.5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), ya que suponiendo

que existiera la presencia de hidrocarburos clorados en sedimentos de la zona muestreada, estos deben encontrarse en niveles inferiores al límite de detección.

Como se mencionó con anterioridad, el lindano es el plaguicida con mayor ocurrencia en las muestras analizadas. Este resultado se puede explicar ya que los hexaclorociclohexanos (HCHs) son los pesticidas organoclorados más abundantes en los océanos del mundo, incluyendo el océano Artico. En el pasado, el HCH fue el pesticida más ampliamente usado en el mundo y la formulación comercial consistía de una mezcla de α -HCH (60-70%), β -HCH (5-12%), γ -HCH (10-15%) y otros componentes menores. Actualmente, muchos países industrializados usan el γ -HCH (lindano) puro, único componente de la mezcla que tiene propiedades insecticidas (Harner et al., 1999). Además, su presencia en este estudio puede deberse, en conjunto con el punto anterior, a que en el Valle agrícola de Mexicali se utiliza todavía el lindano como plaguicida en los cultivos de cebada, sorgo y trigo, a pesar de que se conoce su alta persistencia y sus riesgos ambientales (SAGAR, 1999). La aspersion por vía aérea es una de las formas más comunes de aplicación de los plaguicidas en los campos de cultivo. A este respecto, se ha reportado que hasta el 70% del volumen de los plaguicidas aplicados por este medio tiene una dispersión de amplio rango por las corrientes de aire (Gánem, 1990; Inmaculada *et al.*, 1995). Tomando en cuenta que los vientos dominantes en la mayor época del año tienen una dirección Noroeste-Sureste, es decir en dirección del Valle de Mexicali hacia el Alto Golfo de California, se puede suponer que ésta es la vía principal de incorporación

de este compuesto a la zona de estudio. Además, los vientos dominantes en la mayor época del año tienen una dirección Noroeste-Sureste, es decir, en dirección del Valle de Mexicali hacia el Alto Golfo de California, los cuales incorporan suelos al AGC desde el desierto de Sonora a consecuencia del transporte eólico (Carriquiry y Sánchez, 1999; Carriquiry *et al.*, 1999). Por lo anterior, es razonable suponer que el transporte eólico desde el Valle de Mexicali y el sur de California (vg. el Valle Imperial) es la vía principal de incorporación de lindano a la zona de estudio. Por otro lado, se ha reportado un fenómeno global denominado “efecto saltamontes” (“grasshopping”; Wania y Mackay, 1996) o “salto de rana” (“leapfrogging”; Raloff, 1996), el cual transporta y dispersa compuestos orgánicos volátiles desde países en vías de desarrollo en los trópicos, especialmente los del hemisferio sur, hacia regiones lejanas de su sitio de aplicación alrededor del mundo en “saltos” pequeños en periodos de tiempo relativamente corto (Loganathan y Kannan, 1994; Wania y Mackay, 1996). Sin embargo, esta depositación en latitudes medias se realiza principalmente en zonas razonablemente frías por arrastre en gotas de agua o depositación seca (adsorbidas a partículas o aerosoles). La zona de estudio es una región seca, donde es más probable que esta sea una fuente de lindano a la atmósfera que un sumidero vía el efecto saltamontes, por lo cual se considera más plausible la hipótesis de que la fuente de lindano a los sedimentos del AGC sea una fuente más local.

De acuerdo con la Norma Ambiental Internacional FAO/WHO (1973), el límite máximo recomendado para este tipo de contaminantes en los sedimentos es de 0.02 ppm ($20 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) (De la Lanza-Espino, 1991). La concentración en las estaciones 2, 3 y 4 que presentaron los máximos valores del lindano, rebasó dicho límite (Fig. 9, Tabla V). La acumulación de lindano en esta región pequeña se puede deber a que los sedimentos de esta zona presentan un incremento en la fracción limo-arcillosa ($< 63 \mu\text{m}$), y las concentraciones de los compuestos organoclorados dependen en gran parte del contenido de sedimentos finos con una fracción orgánica más elevada que los sedimentos arenosos (Boon y Duinker, 1986). Este incremento de la fracción limo-arcillosa en los sedimentos de las estaciones 2, 3 y 4 es un efecto muy local, ya que todas las muestras que las rodean indican una fuerte hidrodinámica, al presentar partículas de tamaño mas grande (i.e. sedimentos arenosos). Sin embargo, cabe mencionar que, tomando en cuenta todas las muestras analizadas en este estudio, la concentración del lindano no tuvo una correlación significativa ($r = 0.005$) con la cantidad de lodos (Fig. 11). Esta observación puede deberse al intervalo pequeño ($0\text{-}100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$) de las concentraciones de lindano observadas en este estudio (Fig. 11), en contraste con reportes sobre estos compuestos a nivel mundial, donde se han observado buenas correlaciones (0.9) entre el tamaño de grano y la concentración de HCs. En dichos estudios, el intervalo de ambas variables ha sido más amplio como lo reportan Camacho-Ibar y McEvoy (1996) en la determinación de hidrocarburos clorados en sedimentos de la Bahía de Liverpool. También, cabe mencionar que Orozco-Borbón (1995) reporta que en la costa de Sonora se encontraron

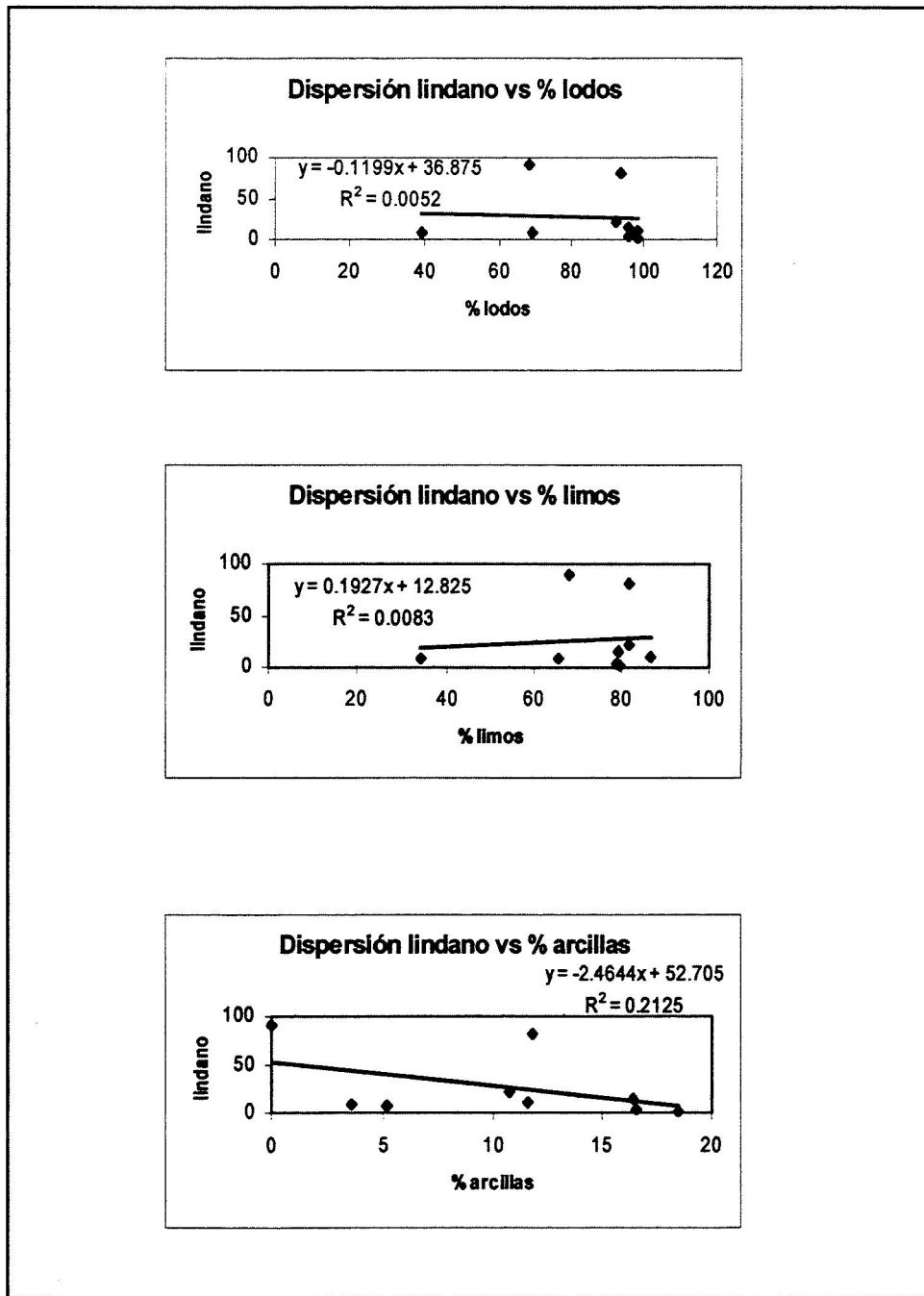


Fig.11. Diagramas de dispersión y ecuaciones de regresión para las concentraciones de lindano vs lodos (a), lindano vs % limos (b), lindano vs % arcillas (c).

los mayores porcentajes de materia orgánica en los sedimentos del delta, y siendo este el substrato para la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos en partículas acuáticas, se pueden justificar los altos valores de lindano en las estaciones ubicadas entre la isla Pelicano y la costa de Sonora (Fig. 9).

El endosulfan I, endosulfan II, endosulfan sulfato, heptacloro, endrín y p,p-DDE se encontraron en la estación Welton (Tabla VI). La presencia y abundancia de plaguicidas a diferencia de las otras estaciones, se puede explicar ya que esta estación se encuentra localizada en una laguna de oxidación que se encuentra tierra adentro en el Golfo de Santa Clara (Gonzales-Casillas, 1991) y que constituye la parte final de un canal que conduce aguas residuales y con un alto contenido salino del Valle Welton Mohauk, USA (SAGAR, 1999). El p,p-DDE constituye el metabolito terminal del DDT (Metcalf, 1990). Adisson (1976) y Borrel y Aguilar (1993) reportan que el porcentaje de DDE es proporcional a la magnitud de los procesos de degradación que el DDT haya experimentado. Con base en esto, la presencia del p,p-DDE en la estación Welton de este trabajo puede resultar de las antiguas irrigaciones de su precursor en el Valle Welton Mohauk, USA. Por otro lado, la presencia del endrín es muy probable que sea debido a que pertenece al grupo de los ciclodienos que se caracteriza por compuestos altamente persistentes y químicamente muy estables (Cremllyn, 1989). Finalmente, la presencia del heptacloro, endosulfan I, endosulfan II y endosulfan sulfato, se podría explicar como

residuos de las mezclas de plaguicidas preparadas en las formulaciones técnicas comerciales que fueron aplicadas en esa región.

En estudios realizados sobre HCs en organismos acuáticos hace una década (Gutierrez-Galindo *et al.*, 1988) se encontraron DDT, p,p-DDE y el PCB 1254 en bajas concentraciones, aún en los drenes y canales del Valle agrícola de Mexicali. Además, en estudios sobre HCs con tejido graso de vaquita de mar (*Phocoena sinus*), un predador tope, se ha observado una tendencia a la disminución de los niveles de contaminación en las muestras más recientes (Calambokidis, 1988 y Arcega-Cabrera, 1996). Con esta evidencia, y con base en la ocurrencia únicamente del lindano en sedimentos en este trabajo, se puede proponer que el sistema de la cuenca estuarina y el delta del Río Colorado en el Alto Golfo de California está altamente depurado. Esta depuración se sugiere que se ha logrado con la combinación de las prohibiciones en el uso masivo de los HCs en los 70's, el transporte de sedimentos hacia el depocentro y la posible dispersión de los compuestos hacia la columna de agua debido al reciclamiento de la materia orgánica asociada al sedimento y material suspendido.

8.- CONCLUSIONES

1.- Los sedimentos del delta del Río Colorado están contaminados por el pesticida lindano, sin embargo, únicamente en las estaciones 2, 3 y 4 se observaron niveles superiores a $20 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, valor máximo recomendado para sedimentos marinos en la Norma Ambiental FAO/WHO (1973).

2.- La presencia casi exclusiva del lindano se debe muy probablemente a su uso actual en el Valle agrícola de Mexicali y su transporte atmosférico hacia el AGC.

3.- El “Depocentro” localizado al suroeste del delta (región de San Felipe) es probablemente el destino final de los hidrocarburos clorados.

4.- Considerando la escasa presencia y los bajos niveles de HCs en este trabajo, así como la cada vez más escasa literatura reciente sobre estos compuestos en sedimentos marinos, se puede suponer que existe una tendencia a la eliminación de hidrocarburos clorados en el medio ambiente global.

5.- Se propone que el sistema del Delta del Río Colorado está altamente depurado, en función de la ocurrencia únicamente del lindano en sedimentos de este trabajo, y la presencia en bajas concentraciones exclusivamente de DDT, p,p-DDE y el

BPC 1254 en organismos acuáticos recolectados en los drenes y canales del Valle agrícola de Mexicali en estudios realizados hace una década.

6.- La depuración de la región es un resultado de la combinación de las prohibiciones de los HCs en los 70's, el transporte de sedimentos hacia el "depocentro", y la posible dispersión de los compuestos hacia la columna de agua debido al reciclamiento de materia orgánica asociada al sedimento y material suspendido.

9.- LITERATURA CITADA

- Addison, R. F., 1976. Organochlorine compounds in aquatic organisms: their distribution, transport and physiological significance. In: Lockwood A.P.M. (ed). Effects of Pollution on Aquatic Organisms. Society for Experimental Biology Seminar series 2. Cambridge University Press, 127-143 pp.
- Addison, R. F., Zink, M. E. And Smith, T. G., 1986. PCBs have declined more than DDT-group residues in Arctic ringed seals (*Phoca hispida*) between 1972 and 1981. Environmental Science Technology, 20: 253-256.
- Alford-Stevens, A. L., 1986. Analyzing PCBs. Environmental Science Technology, 20 (12): 1194-1199.
- Aguñiga-García, S., 1999. Geoquímica de la cuenca estuarina del río Colorado: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y biomarcadores lipídicos en sedimentos superficiales. Tesis Doctoral. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California, 155 pp.
- Alvarez-Borrego, S. y Galindo-Bect, L. A., 1974. Hidrología del Alto Golfo de California. I: Condiciones durante otoño. Ciencias Marinas, 1 (1): 46-64.
- Alvarez-Borrego, S., Flores-Baez, B. P. y Galindo-Bect, L. A., 1975. Hidrología del Alto Golfo de California II: Condiciones durante invierno, primavera y verano. Ciencias Marinas, 2 (1): 21-36.
- Arcega-Cabrera, F.E.R., 1996. Determinación de hidrocarburos clorados en tejido adiposo subcutáneo de cetáceos preservados en dimetilsulfóxido. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, 50 pp.
- Ballschmiter, K., Rappe, C. and Buser, H., 1989. Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCB's, PCT's, PCN's and PBB's. In: Kimbrough and Jensen (Eds.). Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Elsevier Science Publishers B. V. (Biomedical Division), 47-69 pp.
- Bennett, B. G., 1983. Exposure of man to environmental PCBs-An exposure commitment assesment. Sci. Total. Environ., 29: 101-111.
- Boon, J. P., Van Zantvoort, M. V., Govaert, M. J. M. A. and Duinker, J. C., 1985. Organochlorines in benthic psychaetes (*Nephtys spp*) and sediments from the

- Southern North Sea. Identification of individual PCB components. *Neth. J. Sea Res.*, 19: 93-109.
- Boon, J. P. and Duinker, J. C., 1986. Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 7: 189-208.
- Borrel, A. y Aguilar, A., 1993. DDT and PCB pollution in a blubber and muscle of longfinned pilot whales from Faroe Islands. Report of the International Whaling Commission Special Issue, 14: 360-367.
- Brouwer, A., Reijnders, P. J. H. and Koeman, J. H., 1989. Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquatic Toxicology*, 15: 99-106.
- Calambokidis, J., 1988. Chlorinated hydrocarbon concentrations in the Gulf of California harbor porpoise (*Phocoena sinus*). Final Report. Marine Mammal Commission, Washington D. C.
- 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 pp.
- Camacho-Ibar, V. F. and McEvoy, J., 1996. Total PCBs in Liverpool Bay sediments. *Marine Environmental Research*, 41 (3): 241-263.
- Carlsen, E., Giwercman, A., Keiding, N. and Skakkebak, N. E., 1995. Declining semen quality and increasing incidence of testicular cancer: is there a common cause?. *Environmental Health Perspectives*, 103 (6): 137-140.
- Carriquiry, J. D., 1993. Dinámica de sedimentación en el sistema del delta del río Colorado. II Congreso de la Sociedad Geológica Penisular. Ensenada, Baja California, Abril, 1993.
- Carriquiry, J. D. and Sánchez, A., 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California after nearly a century of discharge loss. *Marine Geology*, 00: 1-21.
- Carriquiry, J. D., Sánchez, A. and Camacho-Ibar, V. F., 1999. Sedimentation in the Northern Gulf of California after the elimination of Colorado River discharge. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California, 33 pp. (sometido)

- Clarck, R., 1992. *Marine Pollution*. Claredon Press Oxford, 172 pp.
- Connell, D. W., 1993. *Water Pollution: Causes and Effects in Australia and New Zealand*. University of Queensland Press, St Lucia.
- Cremlyn, R. J., 1989. *Plaguicidas Modernos y su acción bioquímica*. Limusa, México, D. F., 356 pp.
- Cupúl-Magaña, A. L., 1994. *Flujos de sedimento en suspensión y de nutrientes en la cuenca del río Colorado*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California, 116 pp.
- De la Lanza-Espino, G., 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. AGT Editor S. A., México, D. F., 547-557 pp.
- Díaz-Arredondo, M. A., 1998. *Distribución de plaguicidas organoclorados y anélidos poliquetos en los sedimentos superficiales de la Bahía de Santa María, Sinaloa, México*. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior Ensenada, 185 pp.
- Dickson, T. R., 1990. *Química enfoque ecológico*. Limusa. México, D. F., 406 pp.
- Duch, D., Manh, N., Chu, N., Van, L., Carvalho, F., Villeneuve, J. P. and Cattini, C., 1998. Organochlorine pesticides and PCBs in the red river delta, North Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (9): 742-749.
- Duinker, J. C., Hillebrand, M. T. J. and Boon, J. P., 1983. Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from Dutch Wadden Sea: identification of individual PCB components. *Neth. J. Sea Res.*, 17: 19-38.
- Duinker, J. C., Hillebrand, M. T. J. and Boon, J. P., 1984. Organochlorines in the Dutch Wadden Sea. *Neth. Inst. Res. Publ. Ser.*, 10: 221-228.
- Dunnivant, F. M. and Elzerman, A. W., 1988. Determination of polychlorinated biphenyl in the sediments, using sonication extraction and capillary columns gas chromatography-electron capture detection with internal standard calibration. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 71 (3): 551-556.
- El-Dzib, M. A. and Badawy, M. I., 1985. Organochlorine insecticides and PCBs in water, sediments and fish from Mediterranean Sea. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 34: 216-227.

- Everaarts, J. M., Heesters, R., Fischer, C. V. and Hillebrand M. Th. J., 1993. Baseline levels of cyclic pesticides and PCBs benthic invertebrates from continental slope of the Banc d'Arguin (Mauritania). *Marine Pollution Bulletin*, 26 (9): 515-521.
- Everaarts, J. M., Van Weerlee, E. M., Fischerm, C. V. and Hillebrand, Th. J., 1998. Polychlorinated biphenyls and cyclic pesticides in sediments and macro-invertebrates from the coastal zone and continental slope of Kenya. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (6): 492-500.
- FAO-WHO, 1973. Technical conference on marine pollution and its effects on living resources and fishing. Rome Dec. 9-18, 1973, 38-49
- Fowler, S. W., 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbons concentration in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 29: 1-64.
- Forget, G., 1991. Pesticides and the third world. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 32: 11-31.
- García de Ballesteros, M. G., 1974. Elementos sobre la distribución de turbidez en el Alto Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 1 (2): 1-30.
- Gánem, E., 1990. Los agroquímicos y sus efectos en el medio ambiente. En: Seminario Regional "Impacto del Uso Agrícola en la Contaminación de las Aguas". OEA (PRDCYT), UNAM (ICMYL) y ONU (PNUMA). Quintana Roo, México.
- Garmon, L., 1982. Puzzled over PCBs. *Science News.*, 121: 361-363.
- Ghirelli, R. P., Palmer, F. H., Spielman, M., Severeid, R. L., Bowes, W. y Cohen, D. B., 1984. Polychlorinated biphenyls (PCBs). CSWRCH. Toxic Substances Control Program. Special Projects. Report no. 83-1 sp., 173 pp.
- Giam, C. S., Richardson, R. L., Wong, M. K. And Sackett, W. M., 1973. Polychlorinated biphenyls in antarctic biota. *Antarc. J. US*, 8: 303-305.
- González-Casillas, M. T., 1991. Contaminación salina del río Colorado. *Travesía*, 24: 12-21.
- Graf, W. L., 1985. The Colorado River, instability and bassin management. *Resour. Pub. In Geography. Assoc. Amer. Geographers*, 86 pp.

- Guillete, L. J., Crain, D. A., Rooney, A. A. and Pickford, D. B., 1995. Organization versus activation: the role of endocrinedisrupting contaminants (EDCs). *Enviromental Health Perspectives*, 103 (6): 157-164.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G. y Villaescusa-Celaya, J., 1988. Hidrocarburos clorados en moluscos del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 14 (3): 91-113.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., Ortega-García, M. L. y Villaescusa-Celaya, J., 1992. Pesticidas en las aguas costeras del Golfo de California: Programa de Vigilancia con Mejillón 1987-1988. *Ciencias Marinas*, 18 (2): 77-99.
- Harner, T., Kylin, H., Bidleman, T. F. and Strachan, W. M. J., 1999. Removal of α - and γ -Hexachlorocyclohexane and Enantiomers of α -Hexachlorocyclohexane in the Eastern Arctic Ocean. *Enviromental Science Technology*, 33: 1157-1164.
- Hooper, S. W., Pettigrew, C. A. and Sayler, G. S., 1990. Ecological fate, effects and prospects for the elimination of environmental polychlorinated biphenyls (PCBs). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9: 655-667.
- Inmaculada, T., Bayona, J. M. y Albeigés, J., 1995. Spatial and temporal distribution, fluxes and budgets of organochlorinated compounds in Northwest Mediterranean sediments. *Environmental Science Technology*, 29: 2519-2527.
- Iwata, H., Tanabe, N. S. and Tatsukawa, R., 1993. Distribution of persistents organochlorines in the oceanic air and surface sea water and the role on their global transport and fate. *Environmental Science Technology*, 27: 1080-1098.
- Iwata, H., Tanabe, S., Sakai, N., Nishimura, A. y Tatsukawa, R., 1994. Geographical distribution of persistent organochlorine in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes. *Environment Pollution*, 85: 15-33.
- Kjerve, B., 1989. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: Day, J. W., Hall, Ch., Kemp, W. M. and Yañez-Arancibia, A. (Eds.). *Estuarine Ecology*. Wiley Intercience, 47-78 pp.
- Larson, P., 1985. Contaminated sediments of lakes and oceans act as sources of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere. *Nature*, 317: 347-349.

- Loganathan, B. G. and Kannan, K., 1994. Global organochlorine contamination trends: An overview. *Ambio*, 23 (3): 187-191.
- Mantonaura, R. F. C., Martin, J-M. y Wollast, R., 1991. Introduction, In: Mantonaura, R. F. C., Martin, J-M y Wollast, R., (Eds.). *Ocean Margin Processes in Global Change*. John Wiley & Sons Ltd, 1-3 pp.
- Martin, J. M. and Whitfield, M., 1983. The significance of river input of chemical elements to the ocean. In: Wong, C. S., Boyle, E., Bruland, K. W., Burton, J. D. y Goldberg, E. D. (Eds.). *Trace Metals in Sea Water*. Plenum Press, N. Y., 265-296 pp.
- Mayer, M. L., 1994. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58 (4): 1271-1284.
- Miranda-Meneses, V. M., 1982. Impacto ecológico por el uso de insecticidas en el Valle de Mexicali, B. C. Tesis Profesional. Escuela Superior de Ciencias Agrícolas. Universidad Autónoma de Baja California, 98 pp.
- Meckel, L. D., 1975. Holocene sand bodies in the Colorado Delta area, Northern Gulf of California. In: Broussard, M. L. (Ed.). *Delta Models for Exploration*. Houston Geological Society, 239-266 pp.
- Metcalf, R., 1990. *Chemistry and Biology of pesticides*. Freeman and Company, San Francisco, 72 pp.
- Mes, J., 1992. Organochlorine residues in human blood and biopsy fat and their relationship. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 48 (6): 815-820.
- Nieblas-Ortíz, E. C., 1986. Reubicación del receptor de desechos agroquímicos y disposición final de los mismos por el método de relleno sanitario en el municipio de Mexicali, B. C. Tesis profesional. Escuela Superior de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Baja California, 116 pp.
- Nishikawa-Kinomura, K. A. y Flores-Muñoz, G., 1971. Estudio químico sobre la contaminación de insecticidas en la desembocadura del río Colorado. Informe final Vol. II y III. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California.

- Norstrom, R. J., Clarck, T. P. and Weseloh, D. V., 1985. Hazardous contaminants in Ontario: Human and environmental effects, Toronto. Institute for Environmental Studies. University of Toronto, 86-98 pp.
- Norstrom, R. J., Simon, M., Muir, D. C. G. and Schweinbsburg, R. E., 1988. Organochlorine contaminants in Artic marine food chains: Identification, geographical distribution and temporal trends in polar bears. Environmental Science Technology, (In press.)
- National Research Council (NRC), 1994. Priorities for coastal ecosystem science. National Academy Press. Washington, D. C.
- Oehme, M. and Mano, S., 1984. The long-range transport of organic pollutants to the Artic. *Frezen. Z. Anal. Chem.*, 319: 141-146.
- Orozco-Borbón, M. V., 1995. Producción y biomasa del bacterioplancton en el delta del río Colorado y San Felipe, B. C., Golfo de California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California, 69 pp.
- Pimentel, D. C. y Edwards., C. A., 1982. Pesticides and ecosystems. *Bioscience*, 32 (7): 595-600.
- Restrepo, I., 1992. Los plaguicidas en México. Comisión Nacional de Derechos Humanos, México, D. F., 296 pp.
- Reyes-Coca, S., Miranda, F. y García J., 1990. Climatología de la región noroeste de México (Baja California, Baja California Sur, Sonora y Sinaloa). Parte I.- Precipitación: Series de tiempo de valor total mensual y estadísticas del año climatológico. Publicación EBA No. 3. Reporte Técnico CIOFIT90001, CICESE, Ensenada, B. C., México., 170 pp.
- Risebrough, R. W., Walker, W. II., Schmidt, T. T., Dalappe, B. W. and Connors, C. W., 1976. Transfer of chlorinated biphenyls to antarctica. *Nature*, 264: 738-739.
- Román, J. C. y Trava, J. L., 1986. Uso de agroquímicos en el Valle de Mexicali. Colegio de la Frontera Norte. Mexicali, B. C. Manuscrito, 13 pp.
- Sánchez-González, A. 1997. Mineralogía de los sedimentos recientes en el delta del río Colorado. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, 72 pp.

- Santamaría-del-Angel, E. M., Alvarez-Borrego, S. y Muller-Karger, F. E., 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*, 99: 7411-7421.
- Sarkar, A. and Sen Gupta, R., 1988. Chlorinated pesticide residues in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 19 (1): 35-37.
- Sericano, J. L., Wade, T. L., Jackson, T. J., Brooks, J. M., Tripp, B. W., Farrington, J. W., Mee, L. D., Readmann, J. W., Villeneuve, J. P. and Goldberg, E. D. Trace organic contamination in the Americas: An overview of the US National Status & Trends and the International 'Mussel Watch' Programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (4-12): 214-225 pp.
- Subramanian, B. R., Tanabe, S., Hidaka, H. and Tatsukawa, R., 1983. DDTs and PCB isomers and congeners in Antarctic fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 621-626.
- Subramanian, An., Tanabe, S., Hidaka, H. and Tatsukawa, R., 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p,p'-DDE) in Antarctic Adelie penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 40: 173-189.
- Sykes, G., 1937. *The Colorado Delta*. Amer. Geogr. Soc. Spec. Pub. No. 19. Kennikat Press, N. Y., 193 pp.
- Tanabe, S. and Tatsukawa, R., 1983. Vertical transport and residence time of chlorinated hydrocarbons in the open ocean water column. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 39: 53-62.
- Tanabe, S., Kawano, M. and Tatsukawa, R., 1982. Chlorinated hydrocarbons in the Antarctic, western Pacific and eastern Indian Oceans. *Trans. Tokyo Univ. Fish.*, 5: 97-109.
- Tanabe, S., Hidaka, H. and Tatsukawa, R., 1983. PCBs and chlorinated hydrocarbon pesticides in Antarctic atmosphere and hydrosphere. *Chemosphere*, 12: 277-288.
- Tanabe, S., Tanaka, H. and Tatsukawa, R., 1984. Polychlorobiphenyls, Σ DDT, and hexachlorocyclohexane isomers in the western North Pacific ecosystem. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13: 731-738.
- Tanabe, S., 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Environmental Pollution*, 50: 5-28.

- Tanabe, S., Kannan, N., Fukushima, M., Okamoto, T., Wakimoto, T. and Tatsukawa, R., 1989. Persistent organochlorines in Japanese coastal waters: an introspective summary from a Far East Developed Nation. *Marine Pollution Bulletin*, 20 (7): 344-352.
- Tanaka, H., Ogi, H., Tanabe, S., Tatsukawa, R. and Oka, N., 1986. Bioaccumulation and metabolism of PCBs and DDE in short-tailed shearwater *Puffinus tenuirostris* during its transequatorial migration and in the wintering and breeding grounds. *Mem. Natl. Inst. Polar Res.*, 40: 434-442.
- Thompson, R. W., 1968. Tidal flat sedimentation on the Colorado River Delta, Northwestern Gulf of California. *The Geological Society of America. Memoir* 107, 129 pp.
- Turk, J., 1988. *Environmental Science*. Saunders, Darby, Montana, 712 pp.
- Van Leussen, W. and Dronkers, J., 1988. Physical processes in estuaries: An introduction. In: Dronkers, J. and Van Leussen, W., (Eds.). *Physical processes in estuaries*. Springer-Verlag, 560 pp.
- Vaux, P. D., 1992. Manejo de los embalses del Río Colorado. *Ingeniería Hidráulica en México*, VII (2/3): 122-131.
- Wania, F. and Mackay, D., 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science Technology*, 30 (9): 390-395 pp.
- Woodwell, G. M., Nurster, C. F. and Isaacson, P. A., 1967. DDT residues in and east coast estuary: A case of biological concentration of a persistent insecticide. *Science*, 169, 308-317.
- Woodwell, G. M., 1970. Effects of pollution on the structure and physiology of ecosystems. *Science*, 168: 429-433.
- Zamora-Casas, C., 1993. Comportamiento del seston en la desembocadura del río Colorado, Sonora-Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, 73 pp.