

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS INDUSTRIALES
Y DE TELECOMUNICACIÓN

DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUÍMICA
Y QUÍMICA INORGÁNICA



**EVALUACIÓN AMBIENTAL DE PESTICIDAS ORGANOCOLORADOS
EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA DE CHANTUTO (CHIAPAS, MÉXICO)
Y DE LA BAHÍA DE SANTANDER (CANTABRIA, ESPAÑA)**

MEMORIA DE TESIS PRESENTADA POR
REYNA MARISOL LINARES MAZARIEGOS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE
DOCTORA POR LA UNIVERSIDAD DE CANTABRIA

DIRECTORES DE TESIS

DR. JOSÉ ÁNGEL IRABIEN GULÍAS

DR. EUGENIO DANIEL GORRI CIRELLA

SEPTIEMBRE 2007

2. DESARROLLO

2.1 Areas de estudio

2.1.1 Laguna de Chantuto

Los ecosistemas lagunares se caracterizan por una compleja estructura ecológica, debido a su gran variedad de hábitats, su alta diversidad biológica e importante productividad primaria (Day et al., 1989). Esta productividad se debe a los subsidios que reciben las lagunas a través de las descargas fluviales, los intercambios provocados por las mareas, así como también de las áreas de vegetación costera circundante (manglares, pastos de pantano) y sumergida (pastos marinos, macroalgas), que determinan la magnitud de la producción secundaria (Soberón et al., 1986).

La Laguna de Chantuto, Figura 2.1, se localiza en el estado de Chiapas en la costa del Pacífico Sur de México, entre 92° 53'25,84" y 92°54'01.32" de latitud norte y 15°14'03,49" y 15°15'57,21 de longitud oeste. El clima de la región es del tipo Am (w) cálido-húmedo, con abundantes lluvias en verano. La precipitación mínima anual es de 1300 mm y la máxima es de 3000 mm, repartidos entre 100 y 200 días lluviosos al año. La temperatura media anual es de 28°C; siendo constante todo el año y mayor a 22°C (INEGI, 2004). Estando dentro de una Reserva de Biosfera se debe controlar la conservación de la biodiversidad y el bienestar de sus habitantes. En esta región existe poca información sobre la presencia de sustancias químicas peligrosas en el medio ambiente a pesar de un elevado valor ambiental y de que la Laguna de Chantuto ha sido una de las principales fuentes de pescados y mariscos en la región sur de Chiapas (Díaz, et al., 2004).

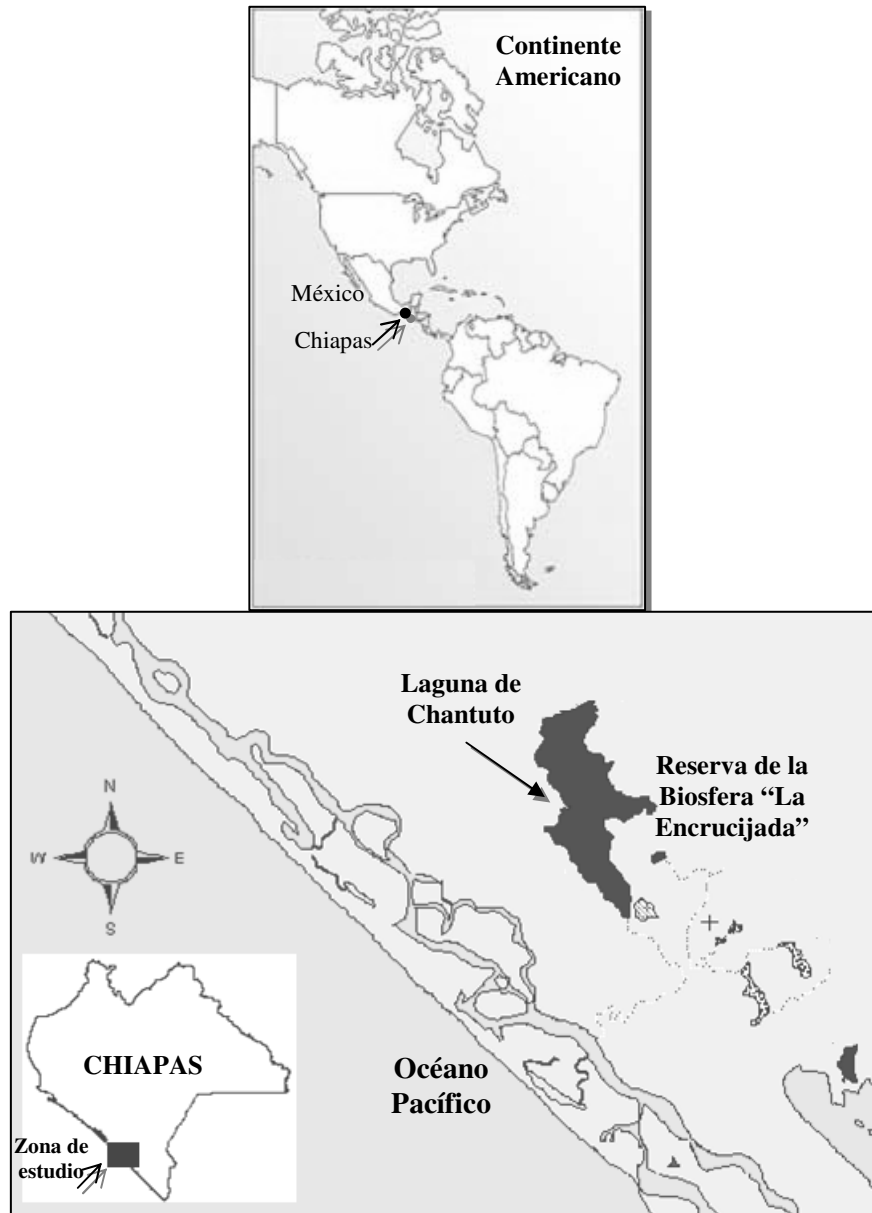


Figura 2.1. Laguna de Chantuto, Chiapas, México.

El Sistema Lagunar de Chantuto es importante a nivel ecológico y socioeconómico por la riqueza de flora, fauna y las pesquerías, como se muestra en la Figura 2.2; éstos se sustentan sobre la abundancia del recurso agua, los bosques de manglar y pantanos de agua dulce, el cual durante los últimos 25 años ha entrado en un proceso de deterioro acelerado. Siendo un área dentro de una Reserva de la Biosfera se debe asegurar que el sistema siga manteniendo las características necesarias que permita la conservación de la biodiversidad y la calidad de vida de sus habitantes.



Figura 2.2. Pesquerías artesanales en la Laguna de Chantuto.

Dentro de la reserva de la Biosfera “La Encrucijada” se encuentran bosques de manglar de los más desarrollados del pacífico americano. De acuerdo a Loa-Loza, en 1993 y a Suman en 1994, en México se estima una superficie de manglar de 488.367 ha, de las cuales el 57% (291540 ha) se localizan en el litoral Pacífico y el 43% (224.035 ha) en el Golfo de México. El manglar es un ecosistema que marca la transición entre mar y tierra, es importante como hábitat de una gran variedad de fauna, como refugio y sitio de anidación de aves residentes, albergan a especies amenazadas y en peligro de extinción, proporcionan las condiciones para el desarrollo de estadios juveniles de diversas especies marinas, permiten la formación de suelos y con ello la sucesión natural, además de tener un papel preponderante en las actividades socioeconómicas de los habitantes de la región (Tovilla, 1998). Además desempeñan un papel importante como fitorremediadores de contaminantes presentes en el agua. A pesar de su importancia, estos ecosistemas enfrentan alteraciones severas, como la contaminación por descarga de aguas residuales y la sobreexplotación de productos derivados de dichos ecosistemas, que afectan su estructura, funcionamiento y existencia. Uno de los principales factores de este deterioro es el uso no sostenible de los recursos naturales que provoca la pérdida de

la biodiversidad biológica, así como sus formas de vida, cuyas causas más comunes son la alteración y pérdida de hábitat, la sobreexplotación, la introducción de especies y enfermedades, así como fenómenos globales de contaminación y cambio climático (Quarto, 1999; Epstein, 1999).

Debido a la importancia de esta zona, en los últimos años se han realizado estudios para conocer el grado de impacto medioambiental:

- Estructura de la vegetación del manglar y algunos aspectos socioeconómicos de cuatro comunidades humanas costeras de Chiapas, México (Morales, 2007).
- Características fisicoquímicas del suelo en áreas de manglar impactadas por dragados y sujetas a restauración, en Laguna de Chantuto y Barra Zacapulco; Municipio de Mapastepec, Chiapas (De la Presa, 2005).
- Estructura forestal del manglar en la reserva de la biosfera “la Encrucijada”, Chiapas (Salas, 2005).
- Efecto de la deforestación, uso del agua y sobreexplotación pesquera de una Laguna; 25 años de desaciertos y remedios: La restauración del manglar, un proyecto para la gente (Tovilla, 2003).

Los ecosistemas que conforman la zona costera han sido severamente afectados por los problemas de la contaminación. Dentro de esta problemática, en México se practica un uso extensivo de plaguicidas para el control de plagas en la agricultura y prácticas sanitarias para controlar enfermedades como el paludismo y el dengue. En el estado de Chiapas se han realizado algunos estudios de contaminación por Compuestos Orgánicos Persistentes (COP). En esta zona el único antecedente publicado conocido es el trabajo realizado entre 1994 y 1995 por Alberto Botello de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), quién evaluó los niveles y el grado de contaminación por plaguicidas organoclorados y sus posibles efectos sobre las pesquerías (camarones y peces de importancia comercial) en los sistemas lagunares Carretas-Pereyra y Chantuto-Panzacola, obteniendo como parte de sus conclusiones que la concentración promedio de plaguicidas organoclorados

registrada en la Laguna Chantuto-Panzacola (47,91 ng/g) en sedimentos estaba por encima de la mayoría de las concentraciones detectadas, hasta 1997, en el Golfo de México y Pacífico Mexicano, sobresaliendo el endosulfán II, el 4,4'-DDE y el epóxido de heptacloro. En el exoesqueleto del camarón blanco (*Penaeus vannamei*) el compuesto predominante fue el p,p-DDE y en pargo prieto (*Lutjanus novemfasciatus*) fueron el aldrin y el epóxido de heptacloro (Botello, et al., 2000).

Desde un punto de vista socioeconómico, alrededor de la Laguna de Chantuto se localizan comunidades con características socioeconómicas similares: pocos recursos económicos, viviendas de baja calidad, escuelas de educación primaria y poca infraestructura, la principal actividad económica es la pesquería, inexistencia de suministro de agua potable, explotación inadecuada de los recursos naturales, etc. En el Anexo 1 esta la ficha informativa de la Reserva de la Biosfera “La Encrucijada”.

2.1.2 Bahía de Santander

La Bahía de Santander (Figura 2.3) se localiza en la zona central del litoral de Cantabria (43°28'N 3°48'O), tiene una superficie de 22,42 km², longitud de 9 km y anchura de 5 km., su espacio intermareal representa el 67% del área total de la Bahía. El aporte principal de agua dulce procede del río Miera, que desemboca en la margen derecha de la Bahía, donde se localiza la ría de Cubas. Esta Bahía también recibe los aportes de las rías Boo, Solía y San Salvador localizadas en su zona más interna. La confluencia de estas rías y la costa de la Bahía forman una gran extensión de humedales donde anidan durante todo el año diversas aves migratorias.

Las actividades naval y minera han dejado huella en el paisaje al modificar la línea de costa y al contribuir al relleno de las rías de Boo y Solía, en las que son fácilmente reconocibles los depósitos de escombreras de las antiguas explotaciones mineras. A mediados de la década de los 80 el abandono de la actividad minera provocó que toda la zona fuera colonizada por especies vegetales invasoras. En los últimos años la zona que comprende la unión de las rías Boo, Solía y San Salvador se ha sometido

a proyectos de recuperación ambiental. En la Bahía aparecen zonas claramente diferenciadas, por un lado la orilla noroeste, fuertemente alterada, donde se ubican la ciudad de Santander con su Puerto y Aeropuerto y los núcleos urbanos de Camargo y Astillero; y frente a esta orilla se encuentran los municipios de Marina de Cudeyo, Medio Cudeyo y Villaescusa que muestra un territorio más rural y menos transformado urbanísticamente, en cuyo frente asoman algunos de los núcleos mas urbanos como Pontejos o Pedreña. Frente a los espacios de gran valor y calidad urbana de la fachada marítima de Santander, se encuentran Camargo y Astillero, cuya fachada litoral se halla más degradada debido a la presencia de actividades industriales, algunas de ellas abandonadas. Y en el margen sur de la Bahía los núcleos de población mantienen el carácter rural. El extremo sur de la Bahía de Santander, lo constituyen el macizo de Peña Cabarga y el Estuario de Miera, declarado Parque Natural en 1989.

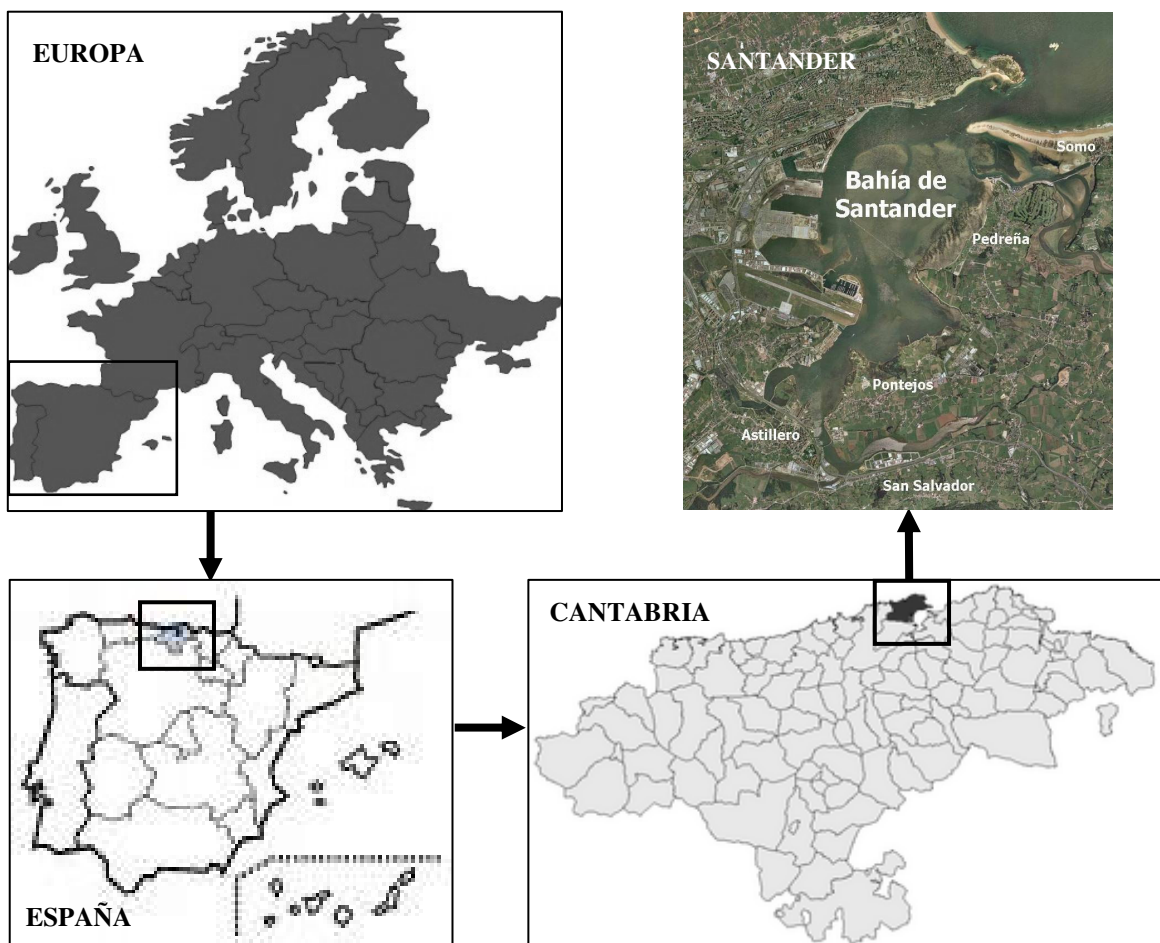


Figura 2.3. Bahía de Santander, Cantabria, España.

La presión antrópica de la Bahía de Santander corresponde a los municipios ubicados en la primer línea de costa, que de acuerdo a los datos INE (2005) tiene los siguientes habitantes: Santander (183955hab), Camargo (28429hab), Astillero (15635hab) y Marina de Cudeyo (5000hab), aproximadamente un total de 250000 habitantes a los que en un segundo anillo se pueden sumar Santa Cruz de Bezana, Piélagos, Villaescusa, Medio Cudeyo y Ribamontán al Mar.

De acuerdo a la tesis *Caracterización y evaluación ambiental de micro-contaminantes orgánicos en los sedimentos de la Bahía de Santander* (Cortés, 1998) las zonas cercanas a las rías de Boo, Solía y San Salvador se caracterizan por un número moderado de industrias, presencia de depósito de residuos sólidos, sistemas de desagüe con aguas pluviales y fecales., vertidos industriales en el alcantarillado, puertos de descarga de productos industriales específicos, áreas intermareales de inundación y marismas.

La ría de Cubas se localiza en una zona protegida de la Bahía al formar parte del "Lugar de Importancia Comunitaria Dunas del Puntal y Estuario del Miera". En la zona externa y media de la ría emergen amplios páramos intermareales, siendo los primeros arenosos y los segundos fangosos. En cuanto a las fijaciones de márgenes destaca una extensa mota en la margen sur que impide la formación de un intermareal más amplio. El margen de la zona más extensa del sector es rocoso. El entorno de ésta ría posee valores botánicos y valores ornitológicos por ser una zona de especial interés para la alimentación y refugio de aves acuáticas.

La ría de San Salvador también conocida como ría Tijero, constituye la desembocadura del río Cubón y se desarrolla al pie del macizo de Peña Cabarga (Figura 2.4). Antiguamente era navegable hasta Orejo, donde se ubicaba el puerto denominado Tijero, pero los vertidos de lodos procedentes del lavado del mineral de hierro produjeron la colmatación y relleno de gran parte de sus zonas intermareales, teñidas de un color rojizo característico, quedando el cauce de la ría bastante ocluido. El sustrato destaca por su color y textura de arcillas rojizas. En bajamar sólo

queda con agua un estrecho canal central. Hay un polígono industrial en la zona más externa de su margen sur. La rías de San Salvador y Solía atraviesan la localidad de Medio Cudeyo, en cuyo tramo final conforman una zona de marisma, actualmente muy reducida por los rellenos de lodos de la antigua actividad minera.



Figura 2.4. Zona de muestreo en la ría San Salvador.

La ría de Solía es alimentada por el canal de la Mina, se une en el extremo sureste del municipio Astillero con la ría de San Salvador. Los sedimentos destacan por su color rojizo-anaranjado. Es un sector altamente antropizado. En sus orillas abundan los rellenos sobre los que se han construido industrias, edificios o plantado de eucaliptos. En bajamar aflora en los márgenes vegetación marismeña y en las zonas internas crece el carrizo.

La ría de Boo (Figura 2.5) también conocida como ría del Carmen se encuentra al margen de la localidad "Boo". El fondo duro lo constituyen los bloques desprendidos de las fijaciones de sus márgenes. Las aperturas no permiten el desarrollo del ambiente original, desarrollándose en la zona externa un carrizal casi permanentemente inundado denominado Marismas Blancas, un acuífero de agua dulce de 200.000 m² en donde habitan un gran número de aves acuáticas. Las Marismas Negras (Interiores), separadas de las Blancas por la autovía A-8, constituye otro importante acuífero de 170.000 m² de agua salada que depende de las mareas, en el que se pueden encontrar árboles muertos y es fácil observar cormoranes, actualmente se encuentra en proceso de recuperación. La zona intermareal prácticamente se restringe a antiguos espacios cerrados hoy reabiertos a la acción mareal: Marismas Blancas y Marismas Negras. Otro humedal sobresaliente son las llamadas Marismas de Boo con una superficie de 100.000 m², éste limita al sur con las marismas Negras y al norte con las instalaciones de Ferroatlántica.



Figura 2.5. Zona de muestreo en la ría Boo

2.2 Metodología experimental

El procedimiento experimental utilizado se muestra en la Figura 2.6, en base a procedimientos normalizados, también utilizados en otras referencias bibliográficas: muestreo (Ospar, 2006), humedad (Durand et al., 2004; Pierzo et al., 2004), secado (Cools y Mikkelsen, 2007), distribución granulométrica (Ospar, 2006, Cools et al., 2004), carbono orgánico total (Westbom et al., 2007; Cools et al., 2004; Jensen y Jebjerg, 2004), pérdida de masa por ignición (England Environment Agency, 2005; Jensen y Jebjerg, 2004) y análisis de pesticidas (Rhodes, 2002; Paré et al., 2001; Lopez et al., 1995).

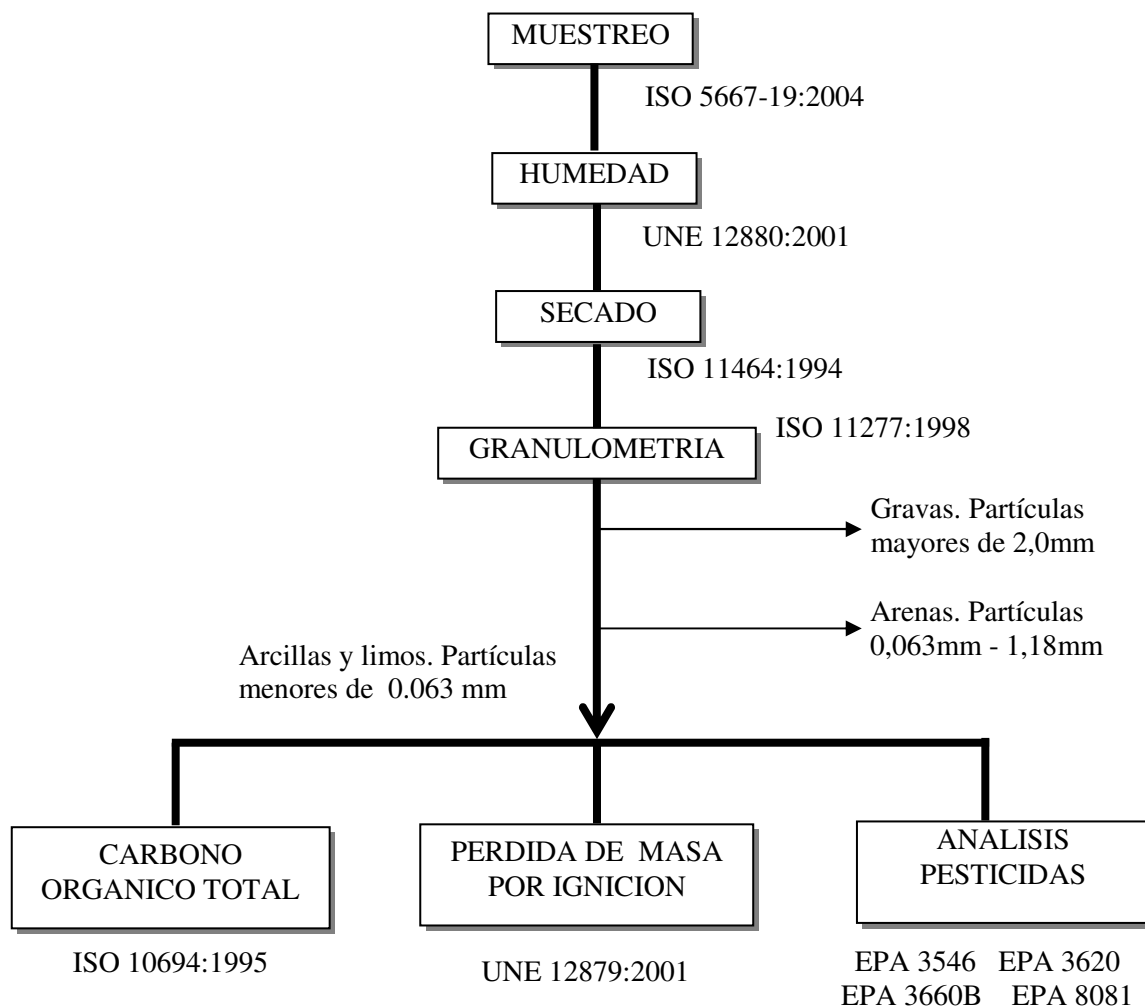


Figura 2.6. Metodología para la caracterización experimental de los sedimentos y análisis de los pesticidas.

Por lo tanto, en la metodología experimental se ha aplicado un procedimiento normalizado de muestreo llevando a cabo la determinación de humedad y el estudio de la distribución granulométrica de los sedimentos, caracterizando las principales propiedades de las partículas finas (<63µm) correspondientes a pérdida de masa por ignición (Loss On Ignition, LOI) y carbono orgánico total (COT), procediendo a determinar los principales pesticidas organoclorados de acuerdo a los procedimientos normalizados de la US-EPA.

2.2.1 Muestreo y propiedades fisicoquímicas de los sedimentos

A) Muestreo

El análisis de sedimentos marinos juega un papel importante de la monitorización del medio ambiente acuático y proporciona información sobre el estado y desarrollo de la contaminación dada la capacidad de los sedimentos de acumular sustancias contaminantes. Para realizar la toma de muestras se ha seguido la norma ISO 5667-19, 2004: “Calidad del agua. Muestreo. Parte 19. Guía para el muestreo de sedimentos marinos”. Esta Norma ISO 5667 proporciona directrices generales relativas al muestreo de sedimentos en medio marino para el análisis de sus propiedades físicas y químicas, con el objetivo de realizar evaluaciones ambientales y labores de seguimiento. La norma abarca la estrategia de muestreo, los dispositivos de muestreo, las observaciones realizadas y la información obtenida durante el muestreo, la manipulación de las muestras de sedimentos, el embalado y conservación de las muestras de sedimentos. El posicionamiento de los puntos de muestreo en el estudio realizado, se muestra en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Posicionamiento de los puntos de muestreo en la Bahía de Santander.

PUNTO DE MUESTREO	POSICION		COORDENADAS UTM		PROFUNDIDAD (CM)
	Latitud (N)	Longitud (W)	X	Y	
Cubas	43°26'55.29"	03°44'42.39"	439708,22	4811000,24	0-5
Boo	43°24'52.83"	03°49'23.58"	433350,73	4807281,77	0-5
Solía	43°23'40.85"	03°48'32.56"	434476,58	4805050,45	0-5
San Salvador	43°23'51.13"	03°48'8.96"	435010,59	4805362,06	0-5



Figura 2.7. Localización de sitios de muestreo de las rías de Boo, Solía, San Salvador y Cubas (Cantabria, España).

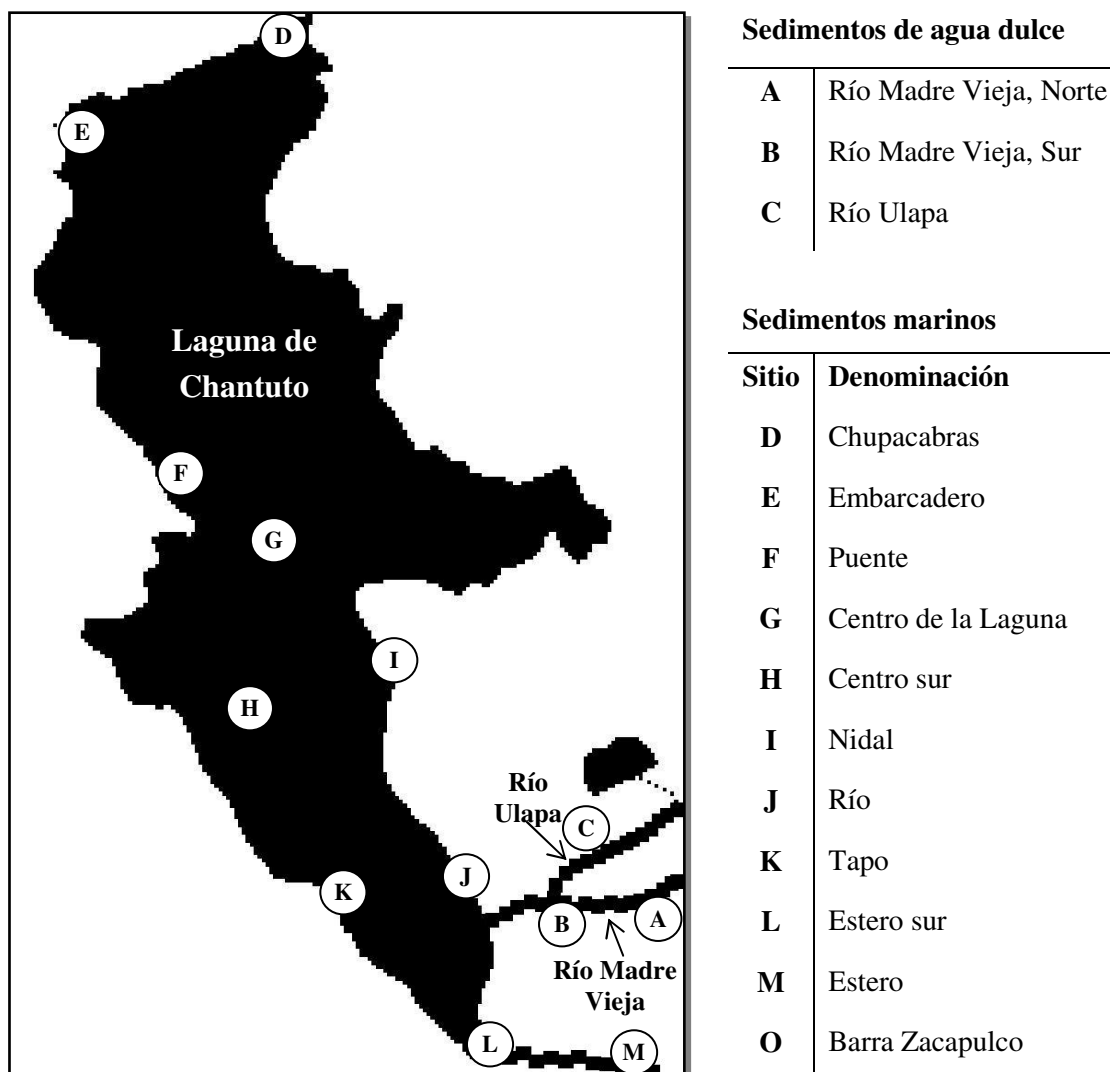


Figura 2.8. Localización de los sitios de muestreo en los ríos Madre Vieja, Ulapa y Laguna de Chantuto.

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) de muestreo basado en la norma ISO 5667-19:2004 desarrollado por la unidad SOSPROCAN (Sostenibilidad de la Producción de Cantabria).

REFERENCIA
PP-MUESTREO
SOSPROCAN

ENSAYO MUESTREO DE SEDIMENTOS

Norma utilizada: ISO 5667-19. 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19. Guía para el muestreo de sedimentos marinos

Lugar: Bahía de Santander: Ría de Boo **Fecha:** 15/junio/2006 **Hora:** 7:20

Nombre de la persona que toma la muestra: Marisol Linares

Hora de pleamar: 06:20

Hora de bajamar: 12:15

Nombre y número: Cuarta temporada, Boo. 4TB1

Nº de replicas: 1 de 3 de ría de Boo.

Descripción: Muestreo de la cuarta temporada estacional (verano de 2006) de sedimentos intermareales en la ría Boo (Bahía de Santander).

Procedimiento: En las mismas coordenadas geográficas de las temporadas anteriores se limpia la superficie del sitio a muestrear con un material de vidrio, se toman las muestras (3 réplicas) con una cuchara de porcelana en el intervalo de 1m² a una altura entre 1 a 5cm en un recipiente de vidrio.

Procedimiento de conservación: Se congelan las muestras (-20°C) inmediatamente después del muestreo.

B) Secado

El secado de las muestras se realizó de acuerdo a la norma UNE 77303: “Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras para análisis físico-químico”. Esta norma es equivalente a la Norma Internacional ISO 11464:1994; un aspecto de las muestras en el proceso de secado se observa en la Figura 2.9.



Figura 2.9. Secado de las muestras.

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) para el secado basado en la norma ISO 11464:1994 desarrollado por la unidad SOSPROCAN.

REFERENCIA

PP-SECADO

SOSPROCAN

ENSAYO SECADO DE SEDIMENTOS

Norma utilizada: ISO 11464:1994. Soil quality -- Pretreatment of samples for physico-chemical analyses.

Procedimiento: Las muestras de sedimentos se colocan en recipientes planos de vidrio, en un lugar limpio, libre de polvo y a temperatura ambiente. Cada 24 horas se realiza el movimiento de las muestras con una cuchara de porcelana para acelerar el proceso de secado.

Descripción de la muestra: Sedimentos intermareales de la cuarta temporada de la ría Boo.

C) Caracterización fisicoquímica de sedimentos

La caracterización de los sedimentos será mediante la determinación de: Humedad, Distribución de tamaño de partícula, COT (Carbón Orgánico Total) y LOI (Pérdida de Masa por Ignición).

El contenido de humedad se determinó como la pérdida de peso en condiciones definidas tras un proceso de secado a 105°C. Se realizó de acuerdo a la norma española Norma UNE 12880:2001, versión oficial en español de la norma europea EN 12880 de agosto 2000: “Caracterización de lodos. Determinación de la humedad y del contenido en materia seca”.

$$\% \text{ Humedad} = \frac{\text{peso del agua}}{\text{peso total de la muestra}} * 100$$

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) para la determinación de humedad basado en la norma UNE 12880:2001 desarrollado por la unidad SOSPROCAN.

REFERENCIA
PP-HUMEDAD
SOSPROCAN

ENSAYO HUMEDAD

- a) **Norma utilizada:** UNE 12880:2001. Caracterización de lodos. Determinación de la humedad y del contenido en materia seca.
- b) **Descripción de la muestra:** Sedimentos superficiales de la ría Boo.
- c) **Procedimiento:** Se pesan 5gramos de sedimento en una capsula de porcelana (peso constante), se coloca en una estufa a 105±5°C durante 12 horas, hasta peso constante. Se mide con una balanza analítica con una precisión de 1mg. La diferencia de peso, antes y después del proceso de secado, se utiliza para calcular el contenido de humedad.
- d) **Equipo utilizado:** Estufa Memmert, con control termostático (0-250°C)

La distribución de tamaño de partícula se realizó de acuerdo a la norma europea UNE 77314:2001: “Calidad del suelo. Determinación de la distribución granulométrica de la materia mineral de los suelos”. Método por tamizado y sedimentación. Esta norma es equivalente a la Norma ISO 11277:1998; se utilizó el procedimiento "tamizado en seco". Se ha considerado a las arcillas y limos a las partículas con diámetro esférico menor de 0,063mm, a las arenas con diámetro esférico de 0,063mm a 1,18mm y a las gravas con diámetro mayor de 1,18mm. Los resultados se presentan con el % correspondiente a cada proporción de masa retenida en cada tamiz. En la Figura 2.10 se muestra el equipo utilizado para la distribución granulométrica.



Figura 2.10. Equipo utilizado para la distribución de tamaño de partícula.

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) para la granulometría basado en la norma ISO 11277:1998 desarrollado por la unidad SOSPROCAN.

REFERENCIA PP-GRANULOMETRIA SOSPROCAN
ENSAYO GRANULOMETRIA
Norma utilizada: ISO 11277:1998. Soil quality. Determination of particle size distribution in mineral soil material. Method by sieving and sedimentation.
Fecha de análisis de laboratorio: 15 de julio de 2006.
Método de ensayo empleado: Método por tamizado en seco.
Procedimiento: Se pesa la muestra seca, se coloca el material pesado en un tamiz de 20 mm, se cepilla el material suavemente sobre la abertura de los tamices (para eliminar la muestra adherida), el tiempo de duración del tamizado es de aproximadamente 10 minutos, se registran las cantidades retenidas en cada tamiz, (sin sobrecargar los tamices) y finalmente se calculan los porcentajes correspondientes a cada fracción.
Equipo y material. Tamices para material retenido de 0,063 mm, 1,18mm y 2,0mm de abertura.

La pérdida de peso por ignición (LOI) refleja el contenido de la muestra en componentes volátiles a 550°C; se obtuvo calcinando la muestra y midiendo la diferencia de peso entre la muestra sin calcinar y calcinada y se expresa en forma porcentual, de acuerdo a la Norma Española Norma UNE 12879:2001, versión oficial en español de la Norma Europea EN 12879 de agosto 2000: “Caracterización de lodos. Determinación de pérdida de peso por calcinación de la materia seca”.

$$\% \text{ LOI} = \frac{\text{peso de la materia pérdida}}{\text{peso total de la muestra}} * 100$$

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) para la LOI basado en la norma UNE 12879:2001 desarrollado por la unidad SOSPROCAN.

REFERENCIA
PP-LOI
SOSPROCAN

ENSAYO LOI

Norma utilizada: UNE 12879:2001. Caracterización de lodos. Determinación de pérdida de peso por calcinación de la materia seca.

Descripción de la muestra: Partículas finas (<63µm) de sedimentos de la rías Boo.

Procedimiento: Se pesan 2 gramos de sedimento seco en un crisol (peso constante) se calientan en una mufla a 550°C±25°C durante 3 horas, se deja enfriar a peso constante y se registra el valor. La diferencia de peso antes y después del proceso de calcinación se utiliza para calcular la pérdida de peso por ignición.

Equipo utilizado: Mufla Hobersal (0-1200°C)

En los sedimentos se van depositando diferentes materiales en varios estados de descomposición y diferentes formas químicas. La cantidad de Carbono Orgánico Total (% TOC) ofrece la idea de la demanda de oxígeno de estos sedimentos y del potencial redox de los mismos. Esta es una variable importante para conocer la calidad de los mismo (Leong, et al., 1999).

El contenido de COT se calculó de acuerdo a la Norma ISO 10694:1995: "Soil quality". Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). Las medidas se hacen por lo menos dos veces para el COT. La diferencia de los dos valores debería ser <10% de la media. Inicialmente se realizó la separación del carbono inorgánico Para eliminar el carbono inorgánico, la muestra (2 gramos de sedimento de partículas finas) se trató cuidadosamente con un volumen pequeño de ácido clorhídrico (4 ml), se agregó la menor cantidad de ácido posible pero bastante para empapar la muestra entera y quitar el carbono inorgánico totalmente; la muestra se transfiere a la estufa y se calienta cuidadosamente para

quitar la humedad ($65 \pm 5^\circ\text{C}$). (UNE- 13137:2001). Eliminado el carbono inorgánico, mediante el Analizador Elemental CHNS-O, CE Instruments EA 110 se realiza la medición por triplicado. Se realizó la medición de COT del sedimento certificado NIST 1994, el cual tiene un valor 4,4% COT para comprobar los errores en el procedimiento general, y se utilizó glucosa-alumina a 4% COT como patrón. Los resultados se obtienen por un cromatograma con los tiempos de retención ya identificados. En la Figura 2.11 se muestra la imagen de un ejemplo de la medición.

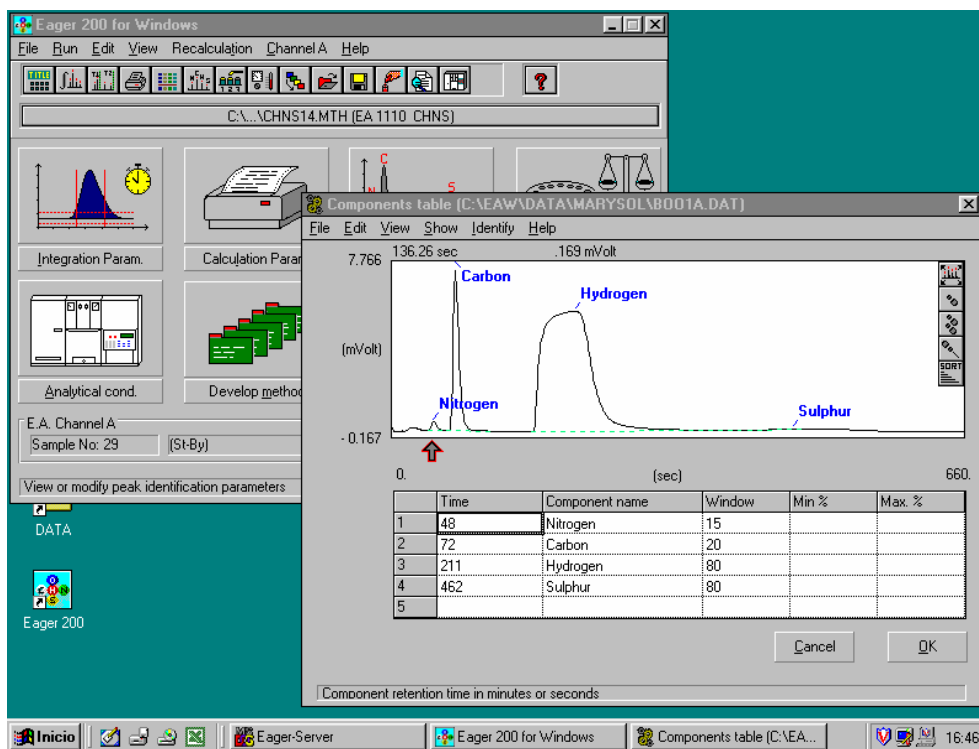


Figura 2.11. Imagen del cromatograma que muestra los resultados de Carbono.

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) para el Carbono Orgánico Total (COT) basado en la norma ISO 10694:1995 desarrollado por la unidad SOSPROCAN.

REFERENCIA

PP-COT

SOSPROCAN

ENSAYO CARBONO ORGANICO TOTAL

Norma utilizada: ISO 10694:1995. Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)

Método utilizado: Determinación del carbono orgánico total eliminando previamente el carbono inorgánico de las muestras.

Descripción de la muestra: Partículas finas (<63µm) de sedimentos de la rías Boo.

Procedimiento: Se elimina previamente el carbono inorgánico con la adición de ácido clorhídrico. Se pesa 2 gramos de sedimentos secos finos, se agregan 4 ml de HCl (4 mol/l) se mantiene en campana de extracción durante 4 horas, se dejan durante 16 horas en estufa entre 60°C y 70°C, se lleva la muestra a un desecador, finalmente se realiza el análisis por triplicado en el equipo Analizador Elemental CHNS-O, CE Instruments EA 110, utilizando glucosa-alúmina como patrón; y mediante el resultado del cromatograma se obtiene el % COT.

2.2.2 Análisis de pesticidas organoclorados en sedimentos

La evaluación ambiental de los sedimentos muestreados se basa en la determinación de los pesticidas organoclorados presentes en la fracción correspondiente al tamaño más pequeño de partícula (limos y arcillas), de acuerdo a métodos normalizados por la Agencia de Protección del Ambiente (US-EPA).

Los análisis se realizaron en base a los métodos EPA 3660B: Clean up de sulfuros EPA 3546: Extracción con microondas (Figura 2.12), EPA 3620: Cleaup de extractos (Figura 2.13) y EPA 8081: Pesticidas Organoclorados por Cromatografía.

El procedimiento experimental realizado para el análisis de pesticidas, se muestra en la Figura 2.12.

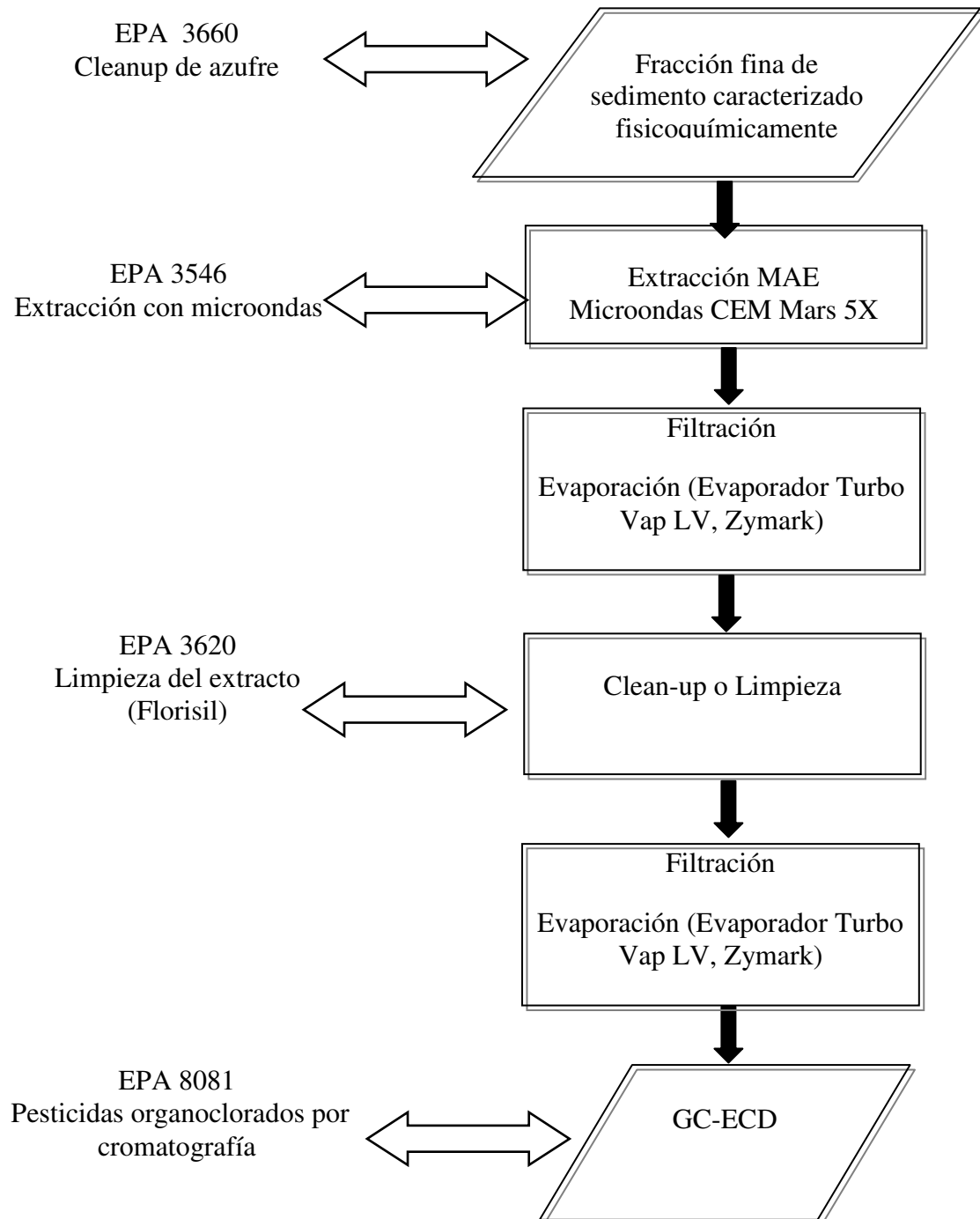


Figura 2.12. Procedimiento experimental del análisis de pesticidas.

Cleanup de azufre.

El cleanup de azufre se ha realizado en base al método EPA 3660, etapa en donde se añadió cobre activado con el propósito de eliminar el posible azufre en las muestras.

Extracción.

La extracción en fase sólida es una técnica de preparación y tratamiento de muestras basadas en la retención selectiva de los analitos y su posterior elusión. Se trata de un proceso físico en el que están implicados un sólido y un líquido. La fase sólida tiene una mayor atracción por los analitos que el disolvente en el que se encuentran disueltos. Como la disolución muestra pasa a través del lecho adsorbente, los analitos se concentran en su superficie, mientras que los otros componentes de la muestra no retenidos pasan a través de él. Las etapas en una extracción en fase sólida son las siguientes:

- Etapa 1. Acondicionamiento del cartucho para que esté solvatado. Prepara a la fase sólida para que pueda interactuar mejor con la muestra.
- Etapa 2. La muestra conteniendo analitos e interferencias pasa a través del adsorbente.
- Etapa 3 y 4. El adsorbente retiene selectivamente a los analitos y alguna interferencia, mientras que otras interferencias pasan sin ser retenidas.
- Etapa 5. El adsorbente es lavado con un disolvente selectivo, adecuado para eluir las interferencias retenidas, mientras que los analitos objetos de estudio permanecen en el lecho adsorbente.
- Etapa 6. Finalmente, los analitos concentrados y purificados con eluidos del adsorbente.

En la Figura 2.13 se indican las etapas de extracción en fase sólida.

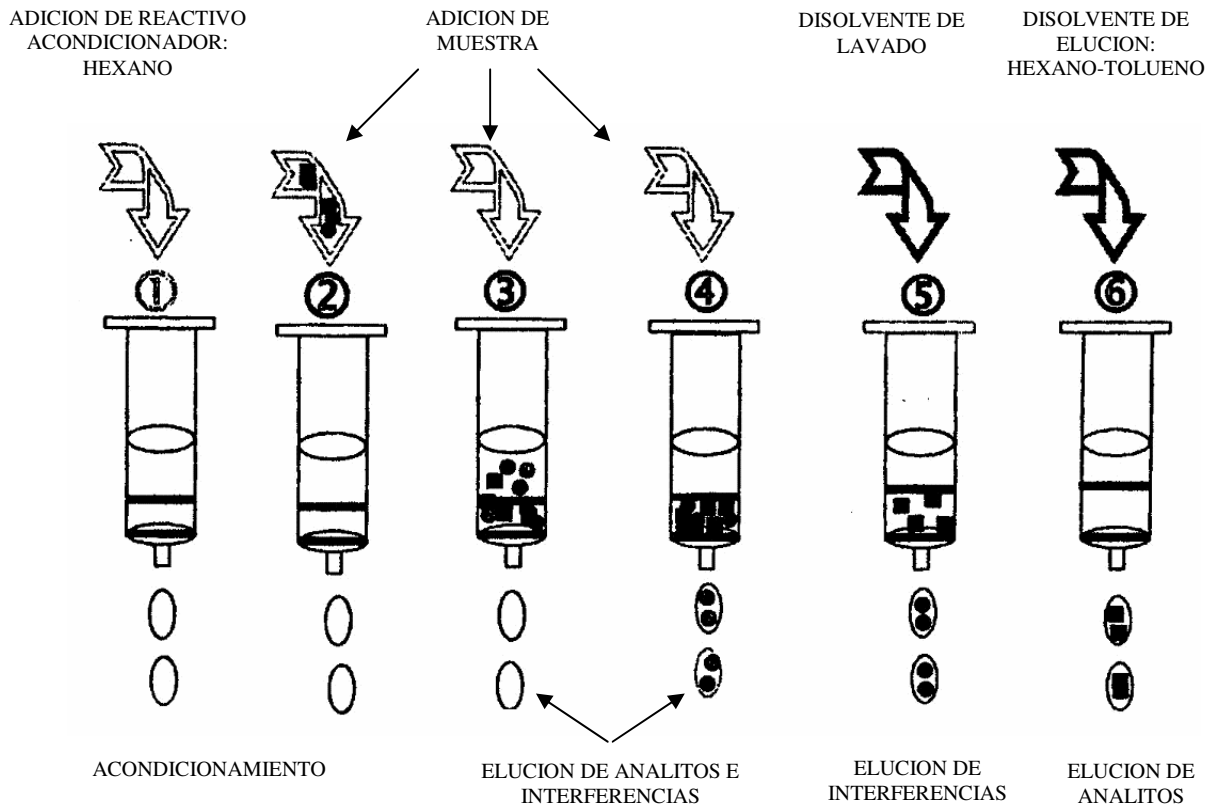


Figura 2.13. Etapas de la extracción en fase sólida.

Extracción asistida por microondas.

Se basa en el uso de energía de microondas para conseguir que los compuestos de interés (pesticidas organoclorados) pasen de la muestra sólida a un disolvente. La extracción se lleva a cabo en recipientes transparentes a la radiación. Se ha utilizado en método 3456 de la EPA, referente a la extracción sólida por microondas, que presenta las ventajas que ofrece respecto a los métodos tradicionales de preparación (utilización del Soxhlet). Estas ventajas consisten en conseguir recuperaciones similares a las conseguidas con una extracción soxhlet utilizando menos disolvente y requiriendo una cantidad de tiempo significativamente menor que el método Soxhlet, menor consumo de energía, menor riesgo de toxicidad de los disolventes empleados, por lo que comparada con otras técnicas y procedimientos convencionales, puede considerarse una “técnica limpia”. En la Figura 2.13 se muestra la imagen del microondas utilizado en el proceso de extracción.



Figura 2.14. Proceso de extracción con microondas de los sedimentos.

Limpieza de la muestra (Clean up).

La limpieza o purificación de la muestra extraída (cleanup) es una de las etapas determinantes en el análisis de compuestos orgánicos. El objetivo de esta etapa es la limpieza de los extractos de impurezas, que podrían llevar ésta y que además de producir interferencias podrían afectar a la conservación de la columna cromatográfica, que puedan dificultar el análisis. Entre estas impureza se encuentran sulfuros, compuestos que sulfuros, aceites y una gran variedad de compuestos de origen natural y antropogénico. En la imagen 2.15 se muestra el equipo utilizado en el proceso de Clean-up.



Figura 2.15. Proceso de Clean-up.

Cromatografía de gases (GC).

Es una técnica cromatográfica en la que la muestra se volatiliza y se inyecta en la cabeza de una columna cromatográfica. La elución se produce por el flujo de una fase móvil de gas inerte. A diferencia de los otros tipos de cromatografía, la fase móvil no interacciona con las moléculas del analito; su única función es la de transportar el analito a través de la columna.

Identificación de los compuestos por espectrometría de masas:

La cromatografía de gases constituye un poderoso instrumento en la determinación de los componentes de una muestra, al permitir tanto la separación de éstos como su detección individual. El espectro de masas de un compuesto puro ofrece valiosa información para fines de identificación cualitativa, siendo la determinación del peso molecular lo más importante, si bien la fragmentación de la molécula puede ayudar en gran medida a la identificación del compuesto.

Para la identificación de los compuestos se empleó un cromatógrafo de gases Hewlett Packard 6890 con detector selectivo de masas, utilizando una columna HP-5MS de 30 m x 0,25 mm, en la Tabla 2.2 se muestran los compuestos identificados y las masas mayoritarias utilizadas.

Tabla 2.2. Masas mayoritarias para compuestos identificados.

COMPUESTO	MASAS MAYORITARIAS	
24,5,6-Tetracloro-m-xileno (P1)	207	244
Alfa-BHC	181	219
Hexaclorobenceno	284	249
Beta-BHC	183	219, 209
Delta-BHC	181	219, 109
Gamma-BHC	183	219, 111
Heptacloro	272	100
Aldrin	263	66, 91
Epóxido de Heptacloro	353	81
Alfa- Endosulfán	241	207
Dieldrin	79	
4,4'-DDE	246	318
Endrin	263	281, 81
Beta-Endosulfán	237	195, 207
4,4'-DDD	235	165
Endrin Aldehído	67	345, 250
Sulfato de Endosulfán	272	229, 239
4,4'-DDT	235	165
Methoxyclo	227	
Endrin ketona	317	67, 250
Dibutil clorendato (P2)	388	

Análisis cromatográfico. GC con detector de captura de electrones (ECD).

Este detector es muy selectivo, y es sensible a la presencia de moléculas con grupos electronegativos como halógenos, peróxidos, quinonas y grupos nitro, grupos que contienen átomos de halógeno (cloro, bromo, yodo), oxígeno y nitrógeno. Se aplica en la detección de moléculas que contienen halógenos, principalmente cloro, como pesticidas organoclorados o bifenilos policlorados.

El análisis cromatográfico se realizó en base al método EPA 8081: Pesticidas Organoclorados por Cromatografía, en un Cromatógrafo de Gases HP 6890 (Hewlett-Packard) equipado con un detector de captura de electrones (ECD) y columna capilar de sílice fundida HP-5MS (30mx 0.25mmx0.25mm) y precolumna Z-guard column kit (5 m). Se empleando helio como gas portador con un flujo constante de 1,8 ml/min. Las condiciones del horno se muestran en la Tabla 2.3. La temperatura del inyector a 270°C y la del detector 320°C.

Tabla 2.3. Condiciones del horno del GC-ECD.

RAMPAS	FLUJO	TEMPERATURA DEL HORNO	TIEMPO
Inicial	-	110 °C	1,5 minutos
Rampa 1	40 °C/min	150 °C	2 minutos
Rampa 2	2 °C/min	250 °C	2 minutos
Rampa 3	10 °C/min	300 °C	2 minutos
Post run	-	310°C	2 minutos

Se analizaron 19 compuestos organoclorados: Aldrin, alfa-BHC, beta-BHC, delta-BHC, gamma-BHC, 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT, dieldrin, endosulfán I, endosulfán II, sulfato de endosulfán, endrin, endrin ketone, endrin aldehído, heptacloro, epóxido de heptacloro, hexaclorobenceno y metoxycloro, con límite de detección de 0,02 ng/g para el método.

Los tiempos de retención se determinan al inyectar muestras de patrón TCL-Pesticides Mix Supelco de 2 g/L, que contiene 18 pesticidas. En la Figura 2.15 se presenta un diagrama de GC-ECD de los 19 pesticidas y de los patrones internos (xileno y clorendate).

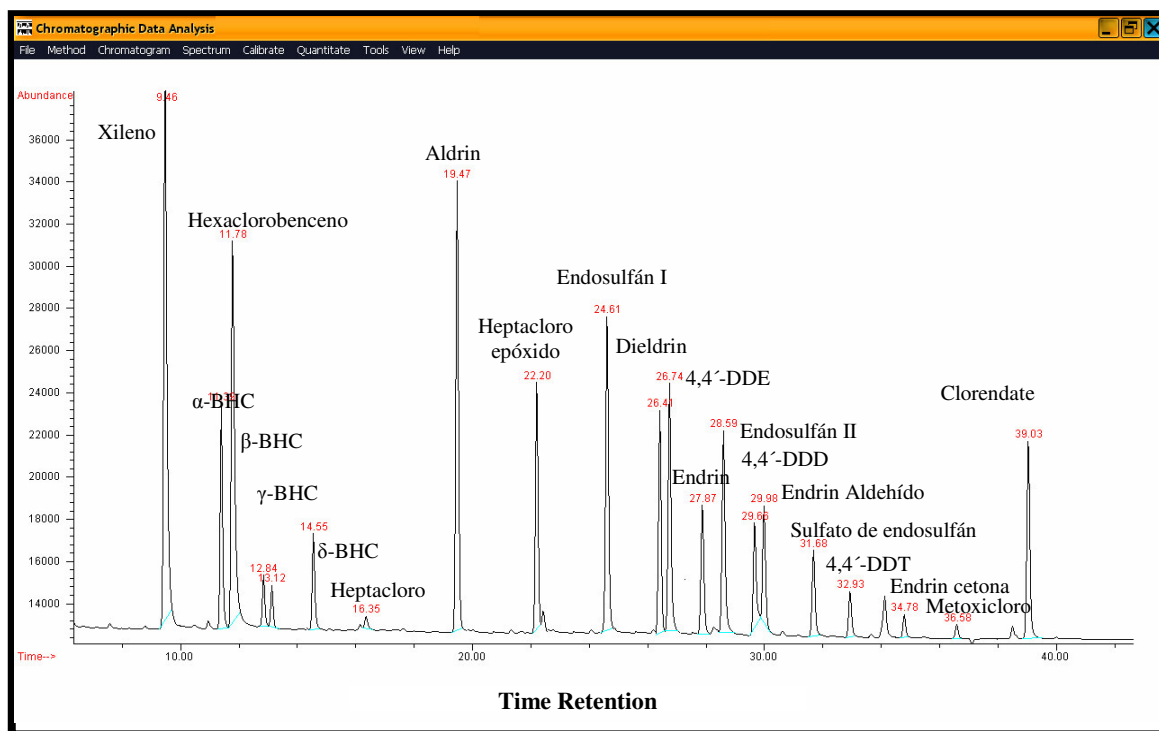


Figura 2.16. Diagrama de un cromatograma con los estándares internos y pesticidas analizados.

Para determinar las concentraciones de los pesticidas estudiados, se procedió a preparar una solución stock de 2000 mg/L, la que fue diluida a soluciones de 400 mg/L, 200 mg/L, 100 mg/L, 40 mg/L, 20 mg/L, 10 mg/L y 1 mg/L. Establecidos los tiempos de retención, se realizaron las curvas de calibración correspondientes. La cuantificación se llevó a cabo utilizando xileno y clorendate como estándares internos mediante EPA 8080/8270 Pesticide Surrogate Mix a una concentración final de 0,0001 ppm.

Se realizaron estudios de precisión entre análisis (repetibilidad) y entre muestras (reproducibilidad) para la determinación de pesticidas en las muestras. Se analizaron tres alícuotas por cada muestra y se evaluaron por triplicado. La desviación estándar relativa (RSD) entre análisis fue de 4,32% y entre muestra fue de 8,4%, lo que supone una buena repetibilidad y reproducibilidad del análisis. Una solución estándar de una mezcla de pesticidas de 1 ppm fue utilizada para evaluar la repetibilidad del método. El RSD de los datos analíticos para 5 inyecciones fue de 1,05% lo que

muestra una alta precisión. Los límites de detección fueron de 0,000025 ppm para el instrumento.

En la Tabla 2.4 se muestran las áreas relativas y las concentraciones empleadas para los patrones internos (xileno y clorendate) y como un ejemplo de los pesticidas analizados el hexaclorobenceno. En las Figuras 2.17 y 2.18 se muestran las curvas de calibración para el xileno, en las Figuras 2.19 y 2.20 para el clorendate y en las Figuras 2.21 y 2.22 para el hexaclorobenceno.

Tabla 2.4. Concentraciones empleadas para las curvas de calibración.

Concentración (ppm)	Área relativa		
	Hexaclorobenceno	Xileno	Clorendate
0,0001	44,95	24,26	12,50
0,0005	47,71	31,91	16,72
0,001	62,32	34,44	18,35
0,005	64,21	59,93	32,73
0,01	116,91	145,06	82,05
0,05	210,46	244,41	139,34
0,1	491,31	754,66	434,32
0,5	1621,17	2306,79	1306,05
1	3165,56	2715,68	1510,51
2,5	6054,13	4083,29	2256,84
5	11167,82	5994,13	3278,37
7	15982,26	8128,24	4405,07

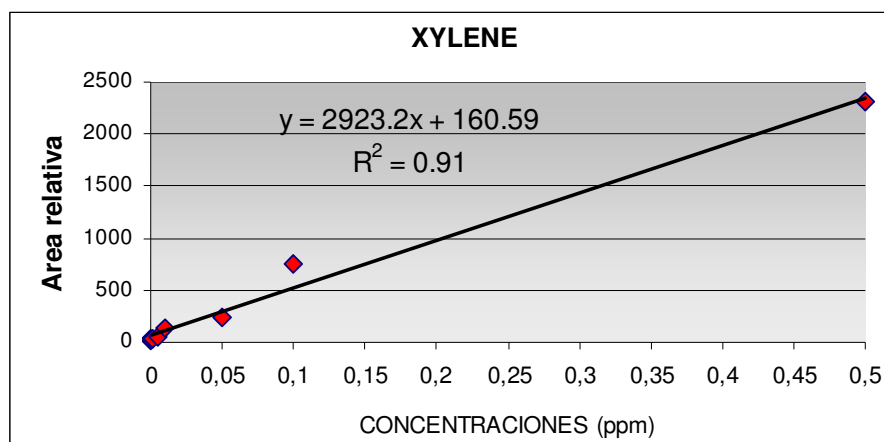


Figura 2.17. Calibración del xileno (0,0001-0,5ppm)

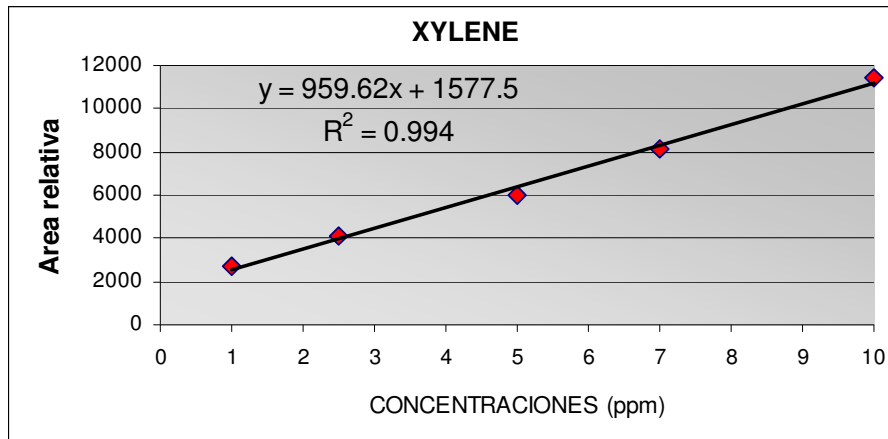


Figura 2.18. Calibración del xileno (1,0-10,0ppm)

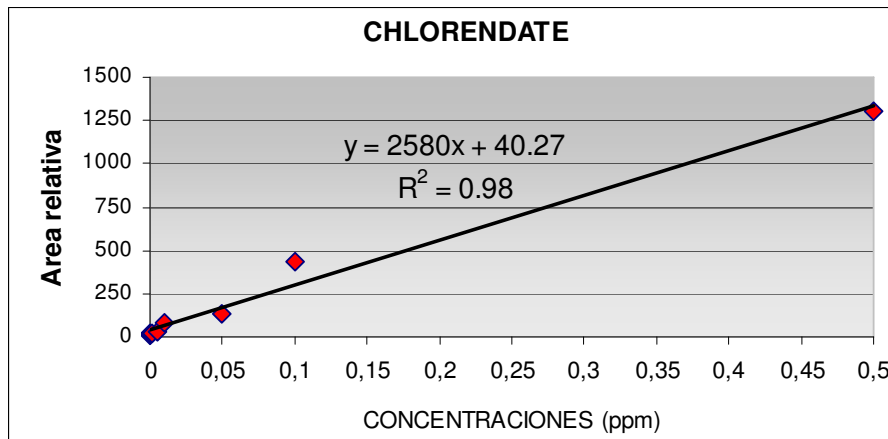


Figura 2.19. Calibración del clorendate (0,0001-0,5ppm)

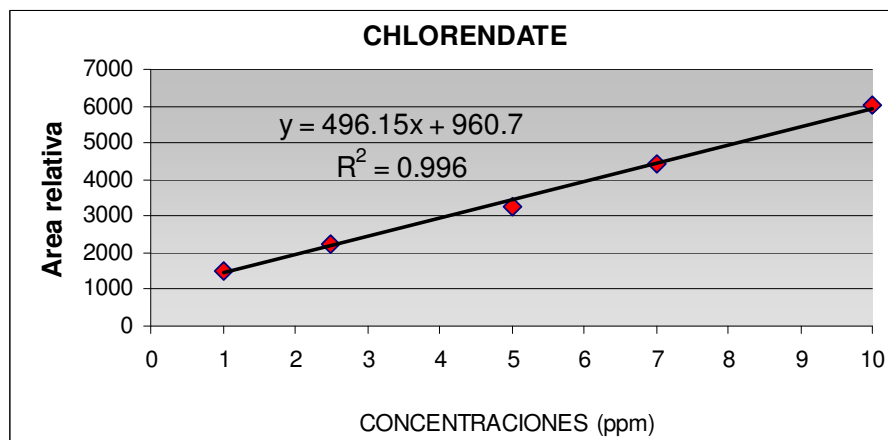


Figura 2.20. Calibración del clorendate (1,0-10,0ppm)

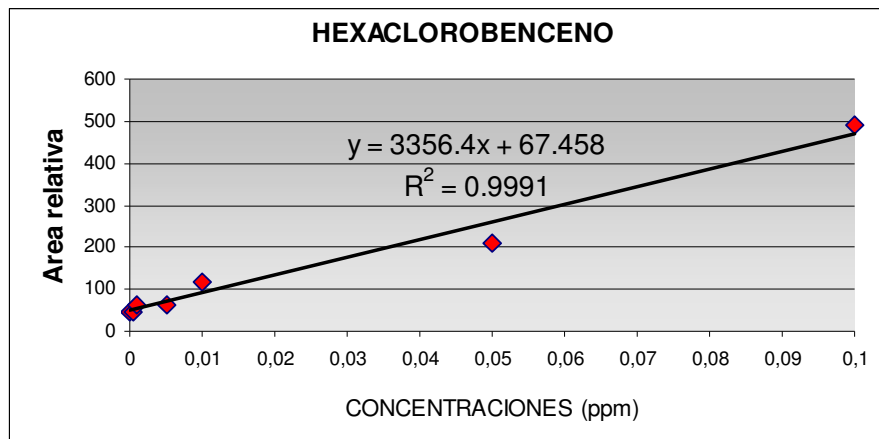


Figura 2.21. Calibración de hexaclorobenceno (0,0001-0,1ppm)

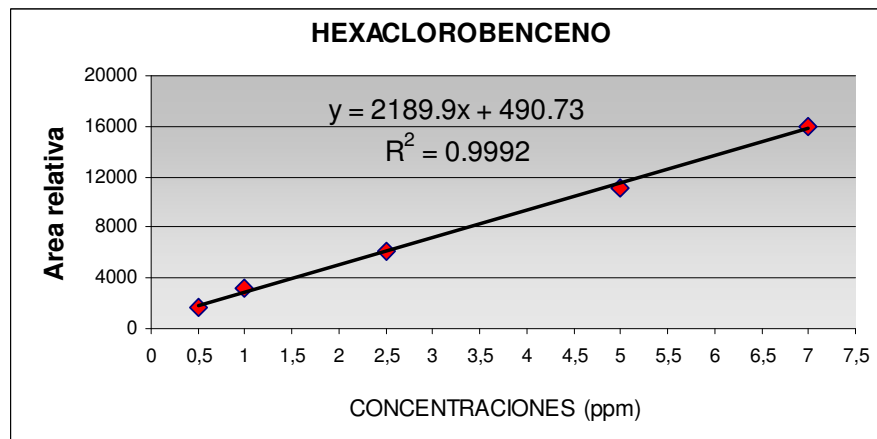


Figura 2.22. Calibración de hexaclorobenceno (0,1-7,0ppm)

El porcentaje de recuperación del procedimiento se determinó con dos materiales de referencia: NIST 1944 y IAEA-38, la media del porcentaje de recuperación fue de 70%.

A continuación se presenta el procedimiento propio (PP) de análisis de pesticidas organoclorados basado en métodos normalizados de la EPA desarrollado por la unidad SOSPROCAN (Sostenibilidad de la Producción de Cantabria).

REFERENCIA

PP-PESTICIDAS

SOSPROCAN

ENSAYO DE PESTICIDAS ORGANOCLORADOS

a) Métodos utilizados: EPA 3660: Clean up de azufre, EPA 3546: Extracción con microondas, EPA 8081: Pesticidas Organoclorados por Cromatografía y EPA 3620: Limpieza del extracto (Clean up).

b) Descripción de la muestra: Partículas finas (<63µm) de sedimentos de la rías Boo.

c) Procedimiento:

Clean up de azufre: Se ha realizado en base al método EPA 3660. Activación de Cobre: Se pesa 12,5 g de cobre en un vaso de precipitados. Se añade, poco a poco, y en vitrina 10 ml de ácido nítrico al 40%. La suspensión se filtra a vacío ayudándose de un kitasatos, se lava el precipitado con agua Milli Q, el lavado (color azulado debido al cobre oxidado) se deshecha en los residuos ácidos. Por último se lava el precipitado con diclorometano (aproximadamente 25 ml) en el mismo kitasatos, se transporta el precipitado a un vidrio de reloj, ayudándose de una espátula y se lleva a la estufa a 50°C durante una hora.

Proceso de extracción (EPA 3546): En una vasija de extracción se pesan 2 g de sedimento previamente tratado (secado y tamizado) medidos en una balanza analítica, se añaden 2 g de cobre activado y se añaden 25 µl de la mezcla de patrones internos. Se añade poco a poco 15 ml de hexano-acetona (1:1) y se remueve un poco para promover la mezcla del disolvente con el sedimento. Se introduce la vasija de extracción en el portavasijas y se llevan al microondas.

Filtrado de los extractos del microondas: Después del proceso de extracción, se dejan enfriar las vasijas hasta temperatura ambiente. Una vez abiertas, con pipetas Pasteur se recoge el extracto en una jeringa (Omnifix 10ml) a la que previamente se le ha insertado un filtro de PTFE 0,45 µm. El filtrado es recogido en tubos de ensayo. Cuando se ha recogido toda la acetona extractante, se añade un volumen de acetona de 2 ml al sedimento que ha quedado en la vasija de extracción, se remueve y se recogen de la misma forma. Se evapora hasta obtener 2 ml de extracto.

Clean up (EPA 3620): Se prepara el sistema de vacío con todas las llaves limpias. El clean up se realiza con un cartucho de Florisil de 6 ml (1 gramo). El acondicionamiento del cartucho con 5 ml de hexano, se carga la muestra (extracto evaporado y reconstituido en hexano) y la elución de los pesticidas organoclorados es con una mezcla de hexano-tolueno (80:20). El extracto se recoge junto a la carga del cartucho en dos tubos de ensayo. Los tubos de ensayo se evaporan, mediante el evaporador TurboVap, con corriente de nitrógeno y se obtiene el extracto evaporado en el tubo de ensayo. Los extractos recogidos se reconstituyen en 500 µm de hexano. Se agitan cuando se encuentran todavía dentro del tubo de ensayo y se introducen en un vial etiquetado.

Análisis por GC-ECD (EPA 8081): La identificación y cuantificación de los compuestos se basa en los tiempos de retención y el área de los picos comparados con un patrón estándar.

d) Equipos:

Evaporador TurboVap LV, Zymark

Microondas CEM Mars 5X

Cromatógrafo de Gases HP 6890 con Detector de Captura Electrónica

Cromatógrafo Gases HP 6890 con detector MSD

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Reserva de la Biosfera “La Encrucijada”

2.3.1.1 Caracterización fisicoquímica de los sedimentos

El resumen de resultados experimentales de las variables fisicoquímicas de los sedimentos recogidos en los ríos Madre Vieja, Ulapa y Laguna de Chantuto en las cuatro estaciones en la temporada 2005-2006, se muestran en el Anexo 2.

A continuación se presentan los resultados en forma de valores medios para cada zona.

A) Ríos Madre Vieja y Ulapa

a) Fracción fina (menor que 63 μm)

Los resultados de los ríos Madre Vieja y Ulapa por estaciones se presentan en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5. Partículas finas (%) por temporada de muestreo.

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
A	3	13,2 - 14,2	3	25,7- 28,1	3	18,7 - 20,3	3	22,0 - 23,2
B	3	31,2 - 34,6	3	34,0 - 37,2	3	31,9 - 33,7	3	32,8 - 35,8
C	3	11,2 - 12,4	3	23,5 - 26,6	3	16,3 - 18,1	3	18,6 - 20,4

Los resultados de la fracción fina (limos-arcillas %) del muestreo anual de los ríos Madre Vieja y Ulapa se resumen en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6. Intervalos de valores medios de fracción fina (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
A	4 (3)	13,7 – 26,9	20,1 \pm 5,6
B	4 (3)	32,9 – 35,6	34,0 \pm 1,2
C	4 (3)	11,8 – 25,0	17,7 \pm 5,5
RIOS MADRE VIEJA Y ULAPA	12 (3)	11,8 – 35,6	Variable

En los sedimentos de la parte baja del río Madre Vieja (B) el porcentaje de partículas finas fue mayor (32,9-35,6%), mientras que en la parte alta del río Madre Vieja el intervalo del porcentaje de partículas fue mucho menor, encontrándose los finos de las muestras recogidas en el intervalo 11,8-35,6%.

b) Pérdida de Masa por Ignición (LOI)

Los resultados por estaciones de los ríos Madre Vieja y Ulapa se presentan en la Tabla 2.7.

Tabla 2.7. Pérdida de masa por ignición (%) por estación de muestreo.

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
A	3	3,8 - 4,2	3	7,5 - 8,3	3	4,1 - 4,3	3	2,6 - 2,8
B	3	6,3- 6,7	3	2,4 - 3,1	3	2,8 - 3,0	3	6,1
C	3	3,5 - 3,7	3	5,3 - 7,3	3	2,7 - 3,5	3	2,5 - 2,7

Los resultados de LOI del muestreo anual de los ríos Madre Vieja y Ulapa se resumen en la Tabla 2.8.

Tabla 2.8. Intervalos de valores medios de pérdida de masa por ignición (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
A	4 (3)	2,7 - 7,9	4,3 ± 2,2
B	4 (3)	2,7 - 6,5	4,2 ± 2,0
C	4 (3)	2,6 - 6,5	3,7 ± 1,8
RIOS MADRE VIEJA Y ULAPA	12 (3)	2,6 - 7,9	Variable

El comportamiento de LOI es variable, en el intervalo de 2,6 – 7,9%, no estando relacionado con el lugar ni con la estación de muestreo.

c) Carbono Orgánico Total (COT)

Los resultados por estaciones de los ríos Madre Vieja y Ulapa se presentan en la Tabla 2.9.

Tabla 2.9. Carbono orgánico total (%) por temporada de muestreo (2005-2006).

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
A	3	0,2	3	1,6 – 2,2	3	0,8	3	0,5
B	3	0,1	3	0,4	3	0,3	3	0,5
C	3	0,4	3	0,6 – 0,8	3	0,5	3	0,5 - 0,7

Los resultados de COT del muestreo anual de los ríos Madre Vieja y Ulapa se resumen en la Tabla 2.10.

Tabla 2.10. Intervalos de valores medios de carbono orgánico total (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
A	4 (3)	0,2 - 1,9	0,6 ± 0,7
B	4 (3)	0,1 - 0,5	0,3 ± 0,2
C	4 (3)	0,4 - 0,7	0,5 ± 0,10
RIOS ULAPA Y MADRE VIEJA	12 (3)	0,1 - 1,9	0,45 ± 0,46 Variable

Los resultados de COT en los sedimentos muestreados son bajos y variables en el intervalo de 0,1-1,9%.

d) Relación COT-LOI

Analizando la relación entre la media de los valores de las cuatro temporadas de COT y LOI de los ríos Madre Vieja y Ulapa ($R=0,53$) se puede deducir que no existe una relación estadísticamente significativa entre estos parámetros (Figura 2.19), lo que se puede justificar por los valores bajos de COT encontrados en la mayor parte de las muestras (menos del 1%).

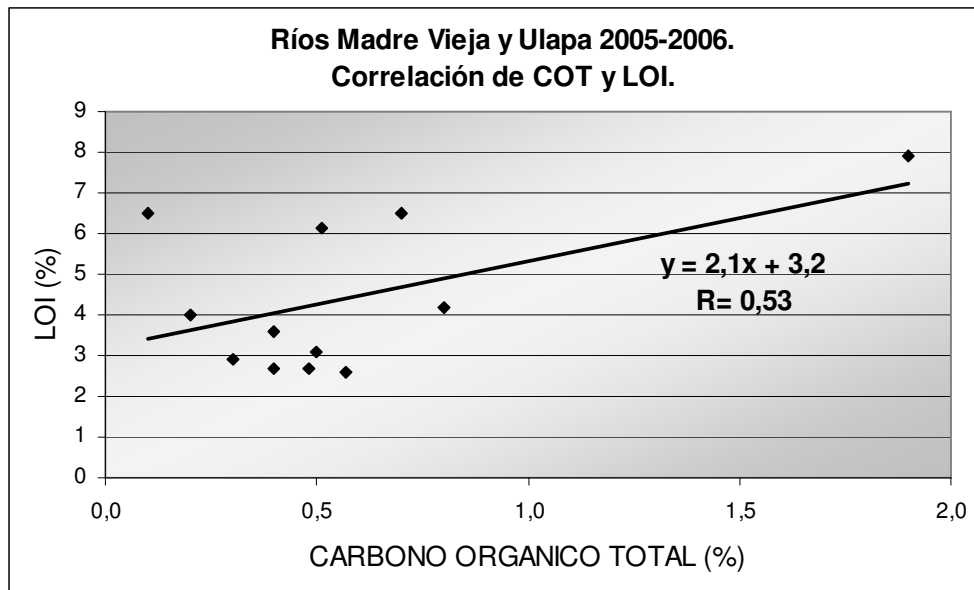


Figura 2.19. Relación de COT-LOI en los ríos Madre Vieja y Ulapa

B) Laguna de Chantuto

a) Fracción fina (menor que 63µm)

Los resultados por estaciones de la Laguna de Chantuto se presentan en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11. Partículas finas (%) por temporada de muestreo.

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
D	3	32,8 - 35,6	3	40,6 - 44,0	3	34,8 - 37,4	3	37,1 - 40,1
E	3	19,2 - 21,4	3	29,1 - 31,9	3	26,3 - 28,7	3	23,0 - 25,4
F	3	16,3 - 18,1	3	30,0 - 33,0	3	20,8 - 22,8	3	25,4 - 28,0
G	3	21,0 - 3,0	3	30,8 - 33,4	3	26,4 - 29,0	3	23,0 25,0
H	3	24,3 - 26,5	-	-	3	27,4 - 29,8	3	24,4 - 26,8
I	3	21,9 - 23,9	3	30,7 - 32,1	3	28,2 - 30,4	3	31,2 - 34,0
J	3	15,3 - 16,3	-	-	3	10,2 - 11,8	3	14,9 - 16,5
K	3	19,3 - 21,3	3	28,1 - 30,3	3	26,7 - 29,1	3	30,9 - 33,9
L	3	15,3 - 16,9	3	22,0 - 24,0	3	20,6 - 22,6	3	18,6 - 20,4
M	-	-	-	-	3	28,8 - 31,2	3	32,2 - 35,4
O	-	NA	-	NA	-	NA	3	20,8 - 22,8

Los resultados de fracción fina (limos-arcillas) del período anual de muestreo en la Laguna de Chantuto se resumen en la Tabla 2.12.

Tabla 2.12. Intervalos de valores medios de fracción fina (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
D	4 (3)	34,2 - 42,3	37,7 ± 3,5
E	4 (3)	20,3 - 30,5	25,3 ± 4,4
F	4 (3)	17,2 - 31,5	23,7 ± 6,2
G	4 (3)	22,0 - 32,1	26,2 ± 4,4
H	3 (3)	25,4 - 28,6	26,5 ± 1,8
I	4 (3)	22,9 - 32,6	28,9 ± 4,4
J	3 (3)	5,8 - 15,7	14,0 ± 2,7
K	4 (3)	20,4 - 32,4	27,1 ± 5,1
L	4 (3)	16,1 - 23,0	19,9 ± 3,0
M	2 (3)	30,0 - 33,8	31,8 ± 2,7
O	1 (3)	21,8	21,8 ± 0,0
LAGUNA	37 (3)	5,8 - 42,3	Variable

El intervalo de valores en la Laguna es muy amplio (5,8–42,3%); esta variable no depende significativamente de la estación ni del lugar de muestreo.

b) Pérdida de Masa por Ignición (LOI)

Los resultados por estaciones de la Laguna de Chantuto se presentan en la Tabla 2.13.

Tabla 2.13. Pérdida de masa por ignición (%) por temporada de muestreo.

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
D	3	16,0 - 16,2	3	19,4	3	13,0 - 14,2	3	15,5 - 15,9
E	3	17,2 - 17,4	3	20,8 - 21,2	3	21,9 - 22,5	3	29,5 - 29,7
F	3	38,6 - 40,0	3	24,8 - 25,6	3	20,2 - 20,6	3	20,5 - 21,1
G	3	16,0 - 16,2	3	13,8 - 14,0	3	20,1 - 20,9	3	19,6
H	3	17,9 - 19,9	-	-	3	14,7 - 16,1	3	14,6 - 15,0
I	3	16,6 - 16,8	3	16,9	3	14,3	3	15,9
J	3	6,7 - 8,7	-	-	3	9,9 - 10,1	3	17,1 - 17,3
K	3	24,9 - 25,5	3	19,7 - 20,5	3	15,8 - 17,6	3	20,5 - 20,7
L	3	28,2 - 28,4	3	16,9	3	17,1 - 17,7	3	18,7
M	-	-	-	-	3	21,4 - 22,4	3	23,8
O	-	-	-	-	-	-	3	8,2 - 10,0

Los resultados de LOI del muestreo anual de la Laguna de Chantuto se resumen en la Tabla 2.14.

Tabla 2.14. Intervalos de valores medios de pérdida de masa por ignición (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
D	4 (3)	13,6 - 19,4	16,1 ± 2,4
E	4 (3)	17,3 - 29,6	22,1 ± 5,2
F	4 (3)	20,4 - 39,3	25,5 ± 8,9
G	4 (3)	13,9 - 20,5	17,3 ± 3,1
H	3 (3)	14,84 - 18,9	16,3 ± 2,2
I	4 (3)	14,3 - 16,9	15,9 ± 1,2
J	3 (3)	7,7 - 17,1	11,0 ± 4,9
K	4 (3)	16,7 - 25,1	20,4 ± 3,5
L	4 (3)	16,9 - 28,3	19,9 ± 5,4
M	2 (3)	21,9 - 23,8	22,8 ± 1,3
O	1 (3)	8,1 - 9,9	9,1 ± 0,9
LAGUNA	37 (3)	7,7 - 39,3	Variable

Los resultados obtenidos en la Laguna de Chantuto son muy variables en el intervalo de LOI entre 7,7 -39,3%.

c) Carbono Orgánico Total (COT)

Los resultados del muestreo anual por estaciones de la Laguna de Chantuto se presentan en la Tabla 2.15.

Tabla 2.15. Carbono orgánico total (%) por temporada de muestreo.

Sitios	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
D	3	6,3 - 7,1	3	2,8	3	3,4 - 3,8	3	3,6 - 4,2
E	3	6,8 - 7,4	3	7,2 - 8,0	3	7,2 - 7,6	3	6,2 - 6,6
F	3	15,4 - 20,9	3	10,0 - 11,4	3	10,8	3	10,3 - 11,7
G	3	5,0 - 5,8	3	4,8 - 5,4	3	6,0	3	5,6 - 5,8
H	3	7,0 - 7,6	-	-	3	4,7 - 4,9	3	5,7 - 6,1
I	3	4,5 - 6,1	3	5,3 - 6,1	3	4,0 - 4,2	3	3,9 - 4,3
J	3	1,9 - 2,3		-	3	1,7 - 1,9	3	2,4 - 4,4
K	3	10,6 - 12,2	3	7,1 - 9,3	3	7,1 - 7,5	3	8,5 - 9,7
L	3	11,5 - 12,5	3	5,8 - 7,8	3	6,7 - 7,5	3	7,6 - 7,8
M	-	-	-	-	3	5,4 - 5,6	3	6,1 - 7,3
O	-	-	-	-	-	-	3	2,0 - 2,2

Los resultados de COT anuales de la Laguna de Chantuto se resumen en la Tabla 2.16.

Tabla 2.16. Intervalos de valores medios de carbono orgánico total (%). Datos anuales (2005-2006).

Sitios	N	Intervalo de valores medios	Media anual
D	4 (3)	2,8 - 6,7	4,0 ± 1,7
E	4 (3)	6,4 - 7,6	7,1 ± 0,5
F	4 (3)	10,7 - 18,2	12,3 ± 3,7
G	4 (3)	5,1 - 6,0	5,5 ± 0,4
H	3 (3)	4,8 - 7,3	5,9 ± 1,3
I	4 (3)	4,1 - 5,7	4,8 ± 0,8
J	3 (3)	1,8 - 3,9	2,4 ± 1,1
K	4 (3)	7,3 - 11,4	8,9 ± 1,8
L	4 (3)	6,8 - 12,0	8,2 ± 2,4
M	2 (3)	5,5 - 6,7	6,1 ± 0,8
O	1 (3)	2,0 - 2,2	2,1 ± 0,1
LAGUNA	37 (111)	1,8 - 18,2	6,0 ± 3,2 Variable

Los sedimentos muestreados en la Laguna de Chantuto muestran en las partículas finas valores de COT variables, en el intervalo de 1,8 - 18,2 %.

d) Relación COT-LOI

Si representamos los valores de las cuatro temporadas de carbono orgánico total y pérdida de masa por ignición para los puntos muestreados en la Laguna de Chantuto existe una correlación significativa ($R=0,83$) lo que estadísticamente relaciona las cantidades de COT con la LOI (Figura 2.20).

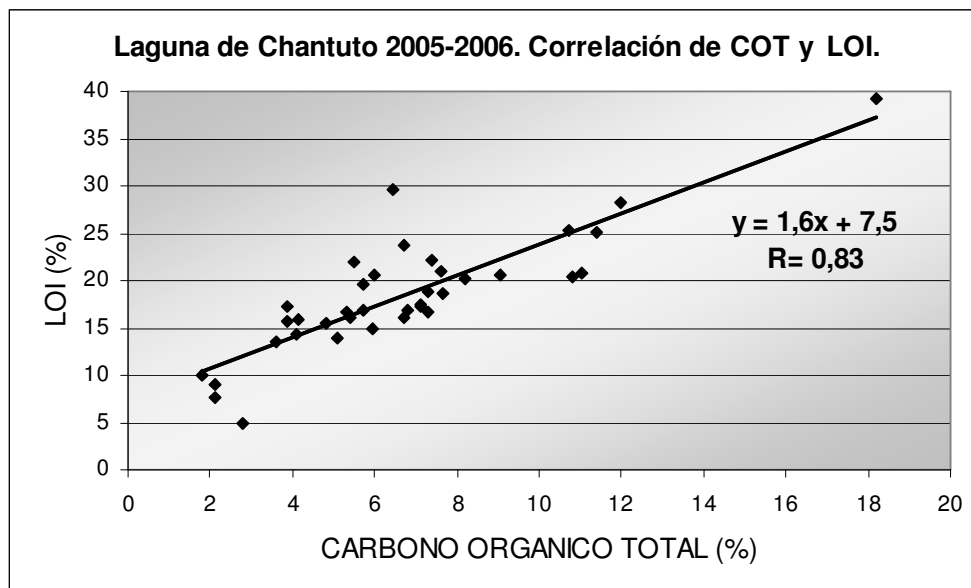


Figura 2.20. Relación de COT-LOI en Laguna de Chantuto

Según estos resultados se encuentra una pérdida de peso asociada a la materia inorgánica de 7,5%, mientras que la materia orgánica se pierde 1,6 veces su cantidad.

2.3.1.2 Caracterización de los pesticidas organoclorados

Los resultados experimentales del análisis de pesticidas organoclorados en los sedimentos recogidos en los ríos Madre Vieja, Ulapa y Laguna de Chantuto en las cuatro estaciones se muestran en el Anexo 2.

A) Ríos Madre Vieja y Ulapa

En la Tabla 2.17 se muestran el número de análisis realizados en cada temporada en cada sitio de muestreo, el número de análisis totales por estación y en el período anual en los ríos Madre Vieja y Ulapa.

Tabla 2.17. Número de análisis por estaciones y sitios de muestreo en los ríos Madre Vieja y Ulapa.

2005-2006	Río Madre Vieja		Río Ulapa C	Total/ estación
	Zona Norte A	Zona Sur B		
Otoño	1 (3)	1 (3)	1 (3)	3 (9)
Invierno	1 (3)	1 (3)	1 (3)	3 (9)
Primavera	1 (3)	1 (3)	1 (3)	3 (9)
Verano	1 (3)	1 (3)	1 (3)	3 (9)
Muestras analizadas	4 (12)	4 (12)	4 (12)	12 (36)

De los 19 pesticidas organoclorados analizados, no se detectaron ocho que se identifican en la Tabla 2.18.

Tabla 2.18. Pesticidas no detectados en los ríos Madre Vieja y Ulapa.

Pesticidas no detectados	
Gamma-HCH	Sulfato de endosulfán
Dieldrin	Beta- Endosulfán
Endrin	Endrin aldehído
Heptacloro	Epóxido de heptacloro

Se detectaron 11 pesticidas organoclorados, dos de ellos ubicuos mostrados en la Tabla 2.19. En la Tabla 2.20 se muestran los pesticidas detectados en diferentes muestras, y la frecuencia (F) de los pesticidas detectados (%) en el total de las muestras analizadas. La concentración de la media anual más alta corresponde al 4,4'-DDD (3,53 ng/g) teniendo la mayor desviación estándar con concentraciones entre ND-13,70 ng/g.

Tabla 2.19. Pesticidas detectados en las cuatro temporadas en los ríos Madre Vieja y Ulapa (ng/g).

Pesticida	N	Intervalo de valores medios	Media anual
Aldrin	12	1,05 - 3,88	2,37 ± 0,99
Endrin ketona	12	0,03 - 0,65	0,19 ± 0,18

Tabla 2.20. Concentración de pesticidas organoclorados (ng/g en base seca en partículas finas) en los ríos Madre Vieja y Ulapa de los datos anuales.

Pesticidas	Detectados/totales		Intervalos de valores medios	Media anual
	D/total	% F		
Alfa-HCH	8/12	66,6	ND - 3,32	1,26 ± 1,21
Beta-HCH	8/12	66,6	ND - 2,91	1,25 ± 1,09
Delta-HCH	4/12	33,3	ND - 0,52	0,17 ± 0,25
4,4'-DDD	4/12	33,3	ND - 13,70	3,53 ± 5,39
4,4'-DDE	8/12	66,6	ND - 2,20	0,90 ± 0,97
4,4'-DDT	4/12	33,3	ND - 1,99	0,66 ± 0,97
Hexaclorobenceno	4/12	33,3	ND - 0,62	0,20 ± 0,29
Alfa-Endosulfán	4/12	33,3	ND - 0,24	0,05 ± 0,09
Metoxicloro	8/12	66,6	ND - 2,02	1,95 ± 0,96
HCHs	8/12	66,6	ND - 6,75	0,89 ± 0,85
DDTs	48/12	66,6	ND - 17,89	1,69 ± 2,44

Relación entre COT y los pesticidas ubicuos.

Analizando la relación de los pesticidas ubicuos de los ríos Madre Vieja y Ulapa con la media anual del porcentaje de carbono orgánico total de los tres sitios, el aldrin presentó una correlación lineal de $R=0,12$ sin ninguna relación estadística entre las concentraciones de aldrin con el COT, y en la Figura 2.21 se muestra que la concentración de COT tampoco se relaciona con la concentración de endrin ketona.

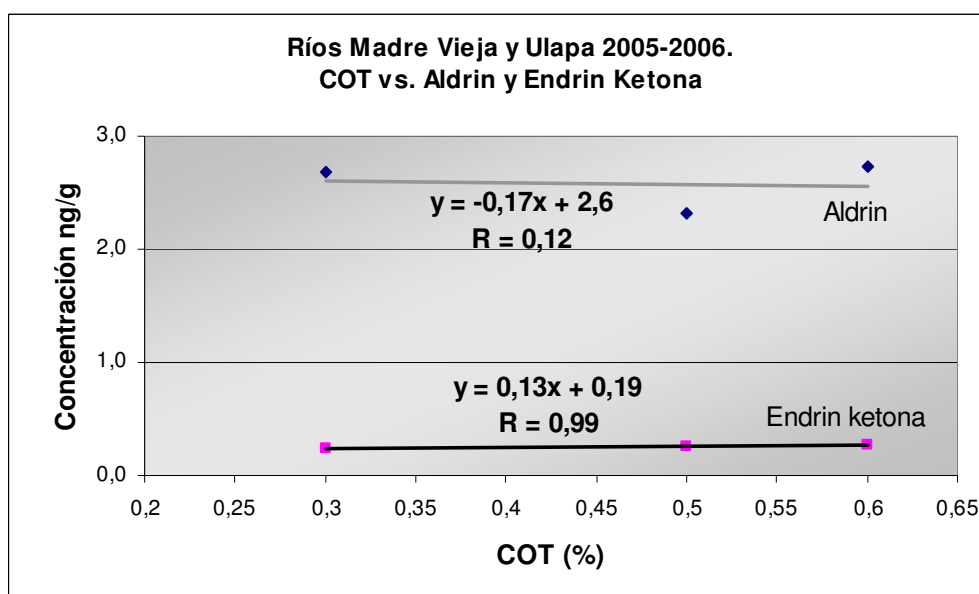


Figura 2.21. Relación del COT con las concentraciones de aldrin y endrin ketona de los ríos Madre Vieja y Ulapa.

Los resultados indican que, teniendo en cuenta los bajos valores de COT (<1%) asociados a cada punto de muestreo, la cantidad de pesticidas encontrados (aldrin, endrin ketona) no se relacionan con el COT.

B) Laguna de Chantuto

En la tabla 2.21 se muestran el número de análisis realizados en cada temporada en cada sitio de muestreo, el número de análisis totales por estación y en el período anual en Laguna de Chantuto (Chiapas, México).

Tabla 2.21. Número de análisis por estaciones y sitios de muestreo en Laguna de Chantuto.

2005-2006	Puntos de muestreo											Total/ estación
	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	O	
Otoño	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	-	-	9 (27)
Invierno	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	-	1(3)	-	1(3)	1(3)	-	-	7 (21)
Primavera	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	-	10 (30)
Verano	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	11 (33)
Muestras analizadas	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	4(3)	37 (111)

En todas las muestras de sedimentos de la Laguna se encontró aldrin, en diez sitios 4,4'-DDE, en nueve sitios alfa y beta-HCH, en siete se tuvo la presencia de delta-HCH, endrin, endrin ketona, hexaclorobenceno y sulfato de endosulfán, en seis sitios el epóxido de heptacloro, en cinco estuvieron presentes el 4,4'-DDD, dieldrin y alfa-endosulfán, en cuatro sitios el gamma-HCH, en tres sitios el beta-endosulfán, en dos sitios se tuvo la presencia de endrin aldehído, heptacloro y metoxicloro.

En el muestreo realizado se detectaron los 19 compuestos analizados. El aldrin es el único pesticida ubicuo en los sitios de muestreo de la Laguna de Chantuto (Tabla 2.22).

Tabla 2.22. Pesticidas presentes en las cuatro temporadas en todos los sitios de muestreo (11 sitios) de Laguna de Chantuto (ng/g en base seca en partículas finas).

Pesticida	N	Intervalo de valores medios	Media
Aldrin	37 (111)	1,10 - 11,25	3,34 ± 2,63

En la Tabla 2.23 se muestran los 18 pesticidas que están presentes en un rango muy amplio de concentraciones y la frecuencia (F) de los pesticidas (%) detectados en el total de las muestras analizadas.

Tabla 2.23. Concentración de pesticidas organoclorados (ng/g en base seca en partículas finas) de 11 sitios de muestro (D-O) en la Laguna de Chantuto de los datos anuales.

Pesticidas	Detectados/totales		Intervalo de valores medios	Media anual
	D/Total	% F		
Alfa-HCH	31/37	83,8	ND - 7,12	3,32 ± 4,13
Beta-HCH	31/37	83,8	ND - 13,73	3,03 ± 2,86
Delta-HCH	27/37	73,0	ND - 39,91	4,32 ± 7,53
Gamma-HCH	14/37	37,8	ND - 8,73	1,03 ± 2,50
4,4'-DDD	20/37	54,0	ND - 10,7	2,20 ± 3,86
4,4'-DDE	36/37	97,3	ND - 7,87	2,71 ± 2,21
4,4'-DDT	29/37	78,4	ND - 12,79	3,46 ± 4,04
Dieldrin	18/37	48,6	ND - 0,92	0,19 ± 0,28
Endrin	27/37	73,0	ND - 5,80	1,01 ± 1,50
End. Ketona	26/37	70,2	ND - 4,27	0,63 ± 0,97
Heptacloro	8/37	21,6	ND - 1,85	0,27 ± 0,59
Hexaclorobenceno	26/37	70,2	ND - 19,99	2,05 ± 3,71
Alfa-Endosulfán	20/37	54,0	ND - 0,38	0,09 ± 0,12
Sulfato de endosulfán	27/37	73,0	ND - 8,53	1,59 ± 1,81
Beta-Endosulfán	36/37	32,4	ND - 1,88	0,28 ± 0,59
Endrin aldehído	8/37	21,6	ND - 0,03	0,01 ± 0,02
Epóxido de heptacloro	24/37	64,9	ND - 3,91	0,39 ± 0,80
Metoxicloro	7/37	18,9	ND - 5,90	1,02 ± 2,07
HCHs	31/37	69,6	ND - 69,49	Variable
DDTs	36/37	97,3	ND - 31,36	Variable

Relación entre COT y los pesticidas ubicuos.

Analizando la relación del aldrin, único pesticida ubicuo de los sitios de muestreo en Laguna de Chantuto, con la media anual del porcentaje de carbono orgánico se tuvo una correlación lineal con $R=0,72$ (Figura 2.22) que estadísticamente significa que las concentraciones de aldrin por gramo de sedimento seco (partículas finas menores que 63 μm) están relacionados con el COT.

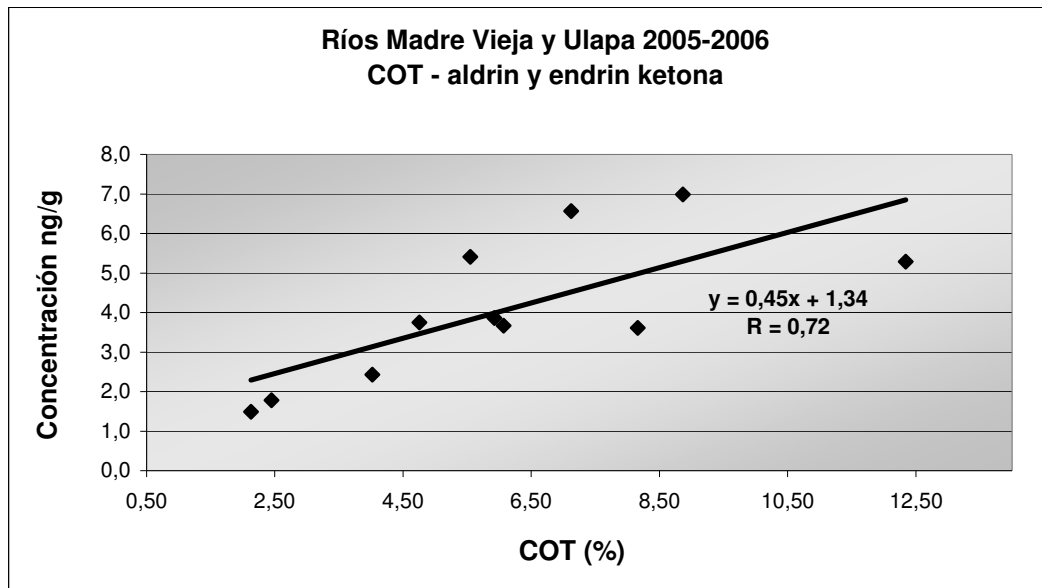


Figura 2.22. Relación del COT con las concentraciones detectadas de aldrin y endrin ketona en los sitios de muestreo de la Laguna de Chantuto.

2.3.2 Bahía de Santander

2.3.2.1 Caracterización fisicoquímica de los sedimentos

Los resultados experimentales de las variables principales de los sedimentos recogidos en los cuatro puntos de muestreo en las cuatro estaciones para la Bahía de Santander se muestran en el Anexo 2.

A continuación se presentan los resultados en forma de valores medios para cada zona de estudio.

a) Humedad

Los resultados por estaciones se presentan en la Tabla 2.24.

Tabla 2.24. Humedad (%) por temporada de muestreo (2005-2006).

	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
Boo	3	30,6-34,2	3	34,4-36,6	3	27,2-30,2	3	29,4-31,6
Solía	3	49,9-53,2	3	51,3-53,7	3	52,4-53,8	3	25,7-40,5
Cubas		-	3	24,2 - 28,0	3	27,7-28,9	3	50,2-51,0
San Salvador	3	53,0-55,4	3	45,3-47,9	3	48,5-49,5	3	25,9-31,3

Los resultados del período anual se resumen en la Tabla 2.25.

Tabla 2.25. Intervalos de valores medios de la humedad de los datos anuales.

	N	Intervalo de valores medios	Valor medio
Boo	4 (3)	28,7 - 35,5	31,7 ± 2,9
Solía	4 (3)	33,1 - 53,1	46,7 ± 9,6
Cubas	3 (3)	26,1 - 50,6	33,4 ± 13,5
San Salvador	4 (3)	28,6 - 54,2	43,4 ± 11,1
BAHÍA DE SANTANDER	15 (3)	26,1 - 54,2	Variable

En las muestras de sedimentos recogidos en la Bahía de Santander existe mucha variabilidad en el valor de la humedad; esta variable no depende ni de la estación ni de los sitios de muestreo. El intervalo de humedad fue 26,1-54,2% de las 15 muestras recogidas en los cuatro puntos de muestreo de la Bahía.

b) Fracción fina (menor que 63 µm)

Los resultados por estaciones se presentan en la Tabla 2.26.

Tabla 2.26. Partículas finas (%) por estación de muestreo (2005-2006).

	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
Boo	3	20,7- 23,5	3	13,8-16,2	3	29,9-33,3	3	13,5-15,7
Solía	3	16,8-19,2	3	25,1- 27,9	3	12,1-13,9	3	19,7-22,5
Cubas	-	N.A.	3	1,9- 2,7	3	10,1- 11,5	3	9,8-11,0
San Salvador	3	34,7-37,5	3	41,1- 45,3	3	35,8- 39,4	3	11,4-12,8

Los resultados del período anual se resumen en la Tabla 2.27.

Tabla 2.27. Intervalo de valores medios de la fracción fina de los datos anuales.

	N	Intervalo de valores medios	Limos-Arcillas (%)
Boo	4 (3)	14,6 – 31,6	19,8 ± 2,4
Solía	4 (3)	13,0 – 26,5	19,0 ± 2,1
Cubas	3 (3)	2,3 - 10,8	6,4 ± 0,9
San Salvador	4 (3)	12,1 – 43,2	29,0 ± 2,6
BAHÍA DE SANTANDER	15 (3)	2,3 - 43,2	Variable

El porcentaje de partículas finas en la ría de Cubas es considerablemente menor en comparación con las otras muestras conteniendo mayoritariamente arenas. Los sedimentos muestreados en la ría de San Salvador contienen el mayor porcentaje en partículas finas. La Bahía de Santander presenta variabilidad en la cantidad de limos y arcillas, con un intervalo de 2,3 – 43,2%, lo que indica que se han muestreado sedimentos básicamente arenosos (Cubas) junto a otros conteniendo una mayor proporción de limos (Boo, Solía y San Salvador).

c) Pérdida de masa por ignición (LOI)

Los resultados por estaciones se presentan en la Tablas 2.28.

Tabla 2.28. Pérdida de masa por ignición (%) por temporada de muestreo (2005-2006).

	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
Boo	3	4,34-5,66	3	5,18-5,22	3	5,57-6,03	3	3,79-4,21
Solía	3	11,21-14,59	3	8,15-8,65	3	15,03-15,17	3	6,09- 6,91
Cubas		-	3	1,92-2,08	3	4,39-4,61	3	5,75- 6,05
San Salvador	3	12,37-15,63	3	5,61-17,79	3	18,77-19,13	3	10,33-10,47

Los resultados del período anual se resumen en la Tabla 2.29.

Tabla 2.29. Intervalos de valores medios de la pérdida de masa por ignición (LOI) en el período anual.

Rías	N	Intervalo de valores medios	Media anual
Boo	4 (3)	4,0 - 5,8	4,9 ± 0,7
Solía	4 (3)	6,5 - 15,1	10,1 ± 3,9
Cubas	3 (3)	2,0 - 5,9	3,8 ± 1,9
San Salvador	3 (3)	10,4 - 18,9	13,4 ± 3,7

Los valores de LOI en las cuatro estaciones fueron mayores en San Salvador y Solía; en general no se presentó ningún comportamiento estacional. Los sedimentos de la ría de Cubas y Boo tienen menor porcentaje de pérdida de masa por ignición, mostrando gran diferencia con los valores de las rías Solía y San Salvador, por ello se puede pensar en dos zonas diferenciadas, en la Tabla 2.30.

Tabla 2.30. Zonas diferenciadas en pérdida de masa por ignición.

Zonas	Rías	N	Intervalo de valores medios	Media anual
Exterior	Boo – Cubas	21	2,0- 5,9	4,3 ± 1,3
Interior	Solía - San Salvador	24	6,5 – 18,9	11,7 ± 3,8

El mayor contenido de LOI en la zona interior puede deberse a un mayor contenido de arcillas y materia orgánica mientras que los sedimentos de las rías de Boo y Cubas presentan formas minerales más estables con la temperatura y por lo tanto con menores pérdidas por ignición.

d) Carbono Orgánico Total (COT)

Los resultados por estaciones se presentan en la Tabla 2.31.

Tabla 2.31. Carbono orgánico total (%) por temporada de muestreo (2005-2006)

	N	Otoño	N	Invierno	N	Primavera	N	Verano
Boo	3	0,48-0,72	3	1,07-1,13	3	0,32-0,68	3	0,67-0,73
Solía	3	1,43-2,37	3	2,28-2,52	3	1,02-1,18	3	0,96-1,04
Cubas	-	-	3	0,87-0,93	3	1,37-1,43	3	0,77-0,83
San Salvador	3	1,98-2,42	3	2,64-2,76	3	2,83-2,97	3	1,37-1,43

Los resultados del período anual se resumen en la Tabla 2.32.

Tabla 2.32. Intervalo de valores medios de carbono orgánico total (COT) período anual.

	N	Intervalo de valores medios	Media anual
Boo	4 (3)	0,5 - 1,1	0,7 ± 0,2
Solía	4 (3)	1,0 - 2,4	1,4 ± 0,6
Cubas	4 (3)	0,8 - 1,4	1,1 ± 0,3
San Salvador	3 (3)	1,4 - 2,9	2,2 ± 0,6
Bahía de Santander	15 (3)	0,5 - 2,9	1,2 ± 0,8

Los sedimentos de las rías de Solía y San Salvador presentan mayores valores de carbono orgánico total en las cuatro temporadas. En general no se encuentra un comportamiento estacional. El porcentaje del contenido de carbono orgánico total de la Bahía de Santander es bajo, entre 0,5 y 2,9%.

e) Relación LOI-COT

Representando la media de los valores para cada temporada en cada estación de COT y LOI, se obtuvo una correlación lineal con $R=0,73$, Figura 2.16, que muestra una relación estadísticamente significativa entre las cantidades de carbono orgánico total y la pérdida de masa por ignición.

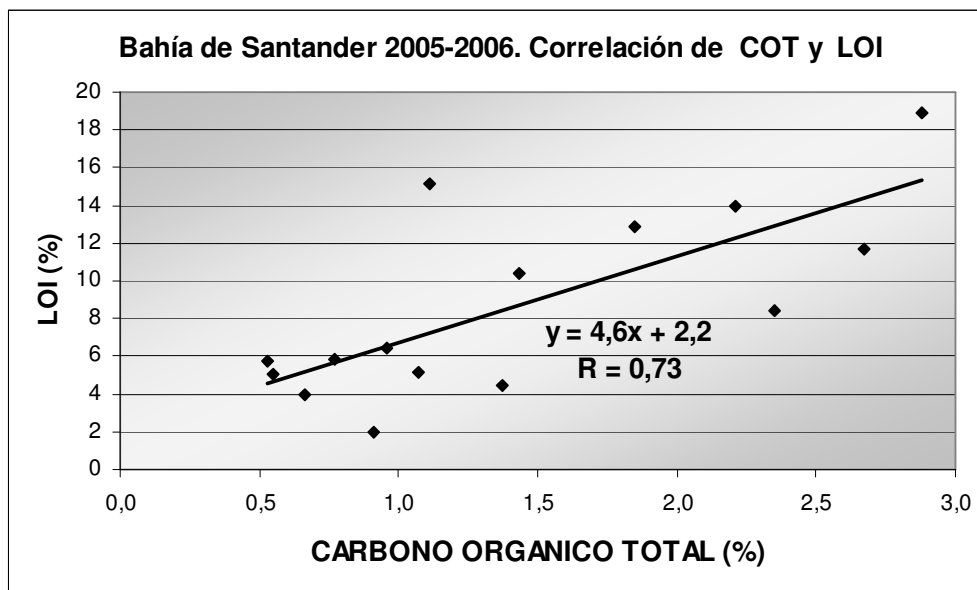


Figura 2.16. Relación de COT-LOI de las cuatro temporadas

Si se desprecia la influencia estacional, considerando la media anual de COT y LOI de las cuatro rías, la relación estadística es $R=0,94$ (Figura 2.17); esta alta correlación entre ambos parámetros permite considerar una pérdida de peso asociada al material inorgánico prácticamente nula ($b=-0,35$) y una relación importante de volátiles asociados al material orgánico ($a=6,3$).

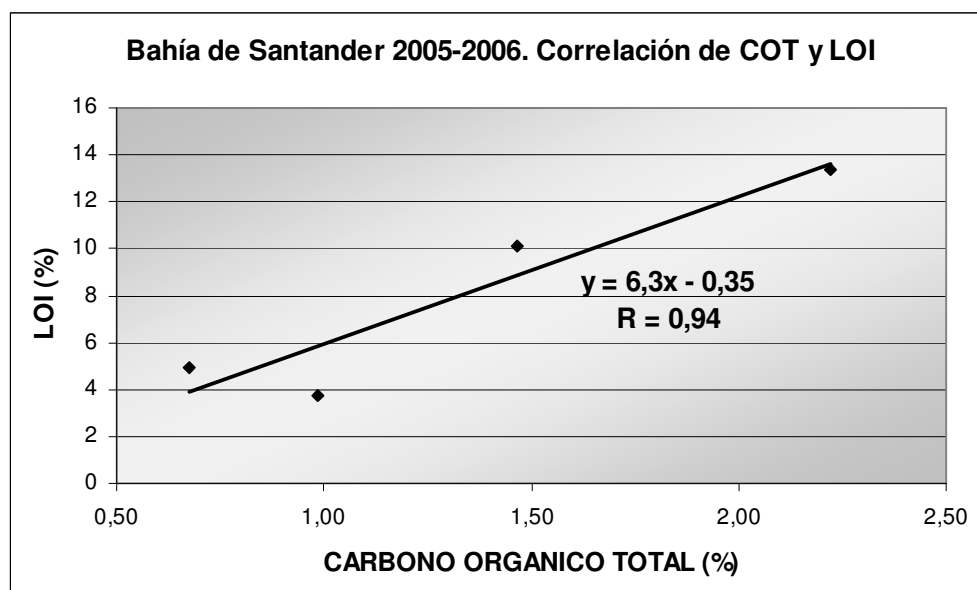


Figura 2.17. Relación de COT-LOI sin influencia estacional

2.3.2.2 Caracterización de los pesticidas organoclorados

Los resultados experimentales del análisis de pesticidas organoclorados en los sedimentos recogidos en los cuatro puntos de muestreo en las cuatro estaciones para la Bahía de Santander se muestran en el Anexo 2.

En la Tabla 2.33 se muestran el número de análisis realizados en cada temporada en cada sitio de muestreo, el número de análisis totales por estación y en el período anual de las rías de Boo, Solía, Cubas y San Salvador.

Tabla 2.33. Número de análisis por estaciones y sitios de muestreo en Bahía de Santander.

2005-2006	Boo	Solía	Cubas	San Salvador	Total/estación
Otoño	1(3)	1(3)	-	1(3)	3 (9)
Invierno	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	4 (12)
Primavera	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	4 (12)
Verano	1(3)	1(3)	1(3)	1(3)	4 (12)
Total/ anual	4 (12)	4 (12)	3 (9)	4 (12)	15 (45)

De los 19 compuestos analizados, no se detectaron ocho pesticidas que se identifican en la Tabla 2.15. Los pesticidas ubicuos se muestran en la Tabla 2.34. Son el aldrin (2,21-8,43 ng/g) y el beta-HCH (0,82-4,43 ng/g) que han sido encontrados en todas las estaciones y todos los puntos de muestreo.

Tabla 2.34. Pesticidas organoclorados no detectados en la Bahía de Santander (2005-2006).

Pesticidas no detectados	
Delta-HCH	Heptacloro
Gamma-HCH	Epóxido de heptacloro
Endrin aldehído	Hexaclorobenceno
Beta- Endosulfán	Metoxicloro

Tabla 2.35. Pesticidas organoclorados ubicuos en la Bahía de Santander en el período anual (ng/g).

Pesticidas	N	Intervalo de valores medios	Media anual
Aldrin	15	2,21 - 8,43	3,58 ± 0,95
Beta-HCH	15	0,82 - 4,43	2,06 ± 1,11

El resumen de los resultados obtenidos, los valores medios y la media anual (ng/gen base seca en partículas finas) de los pesticidas detectados en los sedimentos muestreados en las rías de Boo y Solía se muestran en la Tabla 2.36 y los de las rías de Cubas y San Salvador en la Tabla 2.37.

Tabla 2.36. Intervalo de concentraciones (ng/g en base seca en partículas finas) las cuatro temporadas de las rías de Boo y Solía.

Pesticidas	BOO		SOLIA	
	Valores medios	Media	Valores medios	Media
Alfa-HCH	ND	ND	2,97-3,83	6,06±1,09
Beta-HCH	0,95-2,7	1,78±0,59	1,51-3,29	3,73±0,41
4,4'-DDT	5,97-11,74	8,46±2,05	5,83-10,91	5,70±1,36
4,4'-DDE	ND	ND	ND	5,64±2,09
4,4'-DDD	ND	ND	ND	15,2±1,19
Aldrin	2,54-4,89	3,16±0,69	3,10-4,85	4,82±2,07
Dieldrin	ND	ND	ND	0,88±0,18
Endrin	3,29-4,98	4,04±0,54	ND	ND
Endrin Ketona	0,07-0,23	0,13±0,06	ND	ND
Sulfato de endosulfán	3,35-7,98	5,07±1,55	ND	ND
Alfa-Endosulfán	0,32-0,79	0,49±0,13	ND	ND
HCHs	0,95-2,70	1,78±0,59	4,48-7,1	9,89±3,19
DDTs	5,97-11,74	8,46±2,05	5,83-10,91	26,9±6,12
Sumatoria de endrin	ND - 4,98	1,4± 2,3	ND	ND
Sumatoria de endosulfán	0,32 - 7,98	1,9±2.8	ND	ND

ND. No detectado

Tabla 2.37. Intervalo de concentraciones (ng/g en base seca en partículas finas) las cuatro temporadas de las rías de Cubas y San Salvador.

Pesticidas	CUBAS		SAN SALVADOR	
	Valores medios	Media	Valores medios	Media
Alfa-HCH	ND	ND	4,62-7,97	6,06±1,09
Beta-HCH	0,82-1,56	1,14±0,33	3,27-4,43	3,73±0,41
4,4'-DDT	ND	ND	4,27-7,96	5,70±1,36
4,4'-DDE	ND	ND	3,21-9,98	5,64±2,09
4,4'-DDD	ND	ND	12,73-16,63	15,2±1,19
Aldrin	2,41-2,96	2,68±0,23	2,21-8,43	4,82±2,07
Dieldrin	ND	ND	0,69-1,27	0,88±0,18
Endrin	ND	ND	ND	ND
Endrin Ketona	ND	ND	ND	ND
Sulfato de endosulfán	ND	ND	ND	ND
Alfa-Endosulfán	0,11-0,50	0,26±0,15	ND	ND
HCHs	0,82-1,56	1,06±0,40	7,89-12,40	9,89±3,19
DDTs	ND	ND	22,99-31,65	26,9 ± 6,12
Sumatoria de endrin	ND	ND	ND	ND
Sumatoria de endosulfán	0,11-0,50	0,26 ± 0,15	ND	ND

ND. No detectado

En la Tabla 2.38 aparecen los 9 pesticidas detectados en algunos sitios de muestreo en algunas temporadas y la frecuencia (F) de los pesticidas (%) detectados en el total de las muestras analizadas. La media de concentración individual más alta corresponde al 4,4'-DDT (5,46 ng/g), encontrándose en un 80% de las muestras.

Tabla 2.38. Concentración de pesticidas organoclorados (ng/g en base seca en partículas finas) en la Bahía de Santander

Pesticidas	Detectados/totales		Intervalo de valores medios	Media anual
	D/total	% F		
alfa-HCH	7/15	46,6	ND - 7,9	2,34 ± 2,93
4,4'-DDT	12/15	80	ND - 11,74	5,46 ± 3,82
4,4'-DDE	4/15	26,6	ND - 9,98	1,41 ± 2,82
4,4'-DDD	4/15	26,6	ND - 16,63	3,80 ± 7,61
Dieldrin	4/15	26,6	ND - 1,27	0,22 ± 0,44
Endrin	4/15	26,6	ND - 4,98	1,01 ± 2,02
Endrin ketona	4/15	26,6	ND - 0,23	0,03 ± 0,07
Sulfato de endosulfán	4/15	26,6	ND - 7,98	1,27 ± 2,53
Alfa-Endosulfán	7/15	46,6	ND - 0,79	0,19 ± 0,24

En la Tabla 2.39 se muestran los pesticidas agrupados por grupos químicos detectados en alguna muestra de sedimento.

Tabla 2.39. Agrupación de pesticidas (ng/g).

Grupo de pesticidas	Intervalo de valores medios	Media anual
HCHs	ND - 12,40	3,21 ± 4,06
DDTs	ND - 31,65	10,85 ± 11,43
Sumatoria de endrin	ND - 4,98	0,35 ± 0,70
Sumatoria de endosulfán	ND - 7,98	0,54 ± 0,91

Relación entre COT y los pesticidas ubicuos.

Analizando la relación de los pesticidas ubicuos con el carbono orgánico total de las cuatro rías, el beta-HCH presentó una correlación lineal con $R=0,90$ y el valor del aldrin fue similar ($R=0,91$), ambos estadísticamente significativos. Las concentraciones de aldrin y beta-HCH aumentan en función del contenido de la materia orgánica, Figura 2.18.

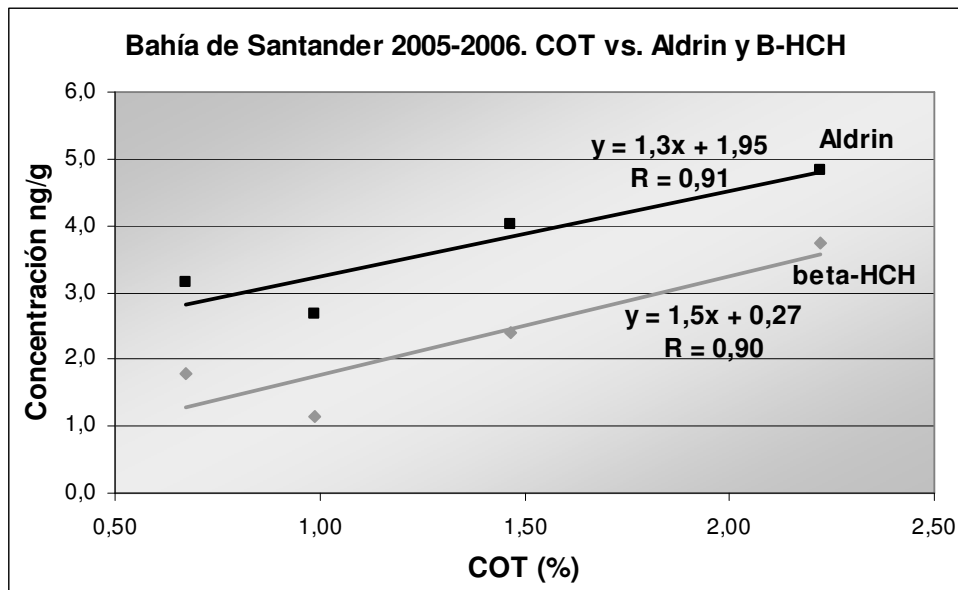


Figura 2.18. Relación del COT con aldrin y beta-HCH.

Los resultados obtenidos indican que los finos presentan una cantidad base independiente de la materia orgánica de 1,95 (aldrin) y 0,27 (beta-HCH) y un factor de enriquecimiento de 1,3 y 1,5 relacionado con el COT.

2.3.3 Comparación de resultados

2.3.3.1. Características fisicoquímicas de los sedimentos

A) Sedimentos de agua dulce.

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los sedimentos muestreados en los ríos Madre Vieja y Ulapa se comparan con los antecedentes de la bibliografía en la Tabla 2.40.

Algunas referencias de la bibliografía son los trabajos de Yun et al., 2007 [1], Pikkarainen et al., 2007 [2], Hung et al., 2007 [3], Prats et al., 1992 [4], Peris et al.,

2005 [5], Rueda, 1997 [6], Hernández et al., 2004 [7], Menone et al., 2006 [8], Ruey et al., 2002 [9], Skrbic et al., 2007 [10].

Tabla 2.40. Comparación de las características fisicoquímicas de sedimentos de agua dulce.

	HUMEDAD (%)	LIMOS- ARCILLAS (%)	LOI (%)	COT (%)
Río Madre Vieja (Este trabajo)	NA	13,7-35,6	42,7-7,9	0,1-1,9
Río Ulapa (Este trabajo)	NA	11,8-25,0	2,58-6,5	0,4-0,7
Río Sai Gon-Dong Nai [3]	NA	NA	NA	2,4
Estuario del río Sai Gon- Dong Nai [3]	NA	NA	NA	1,2
Estuario del río Wu-Shi [9]	NA	-	NA	0,14-12,2
Río Danubio [10]	30,2	0,0	0,55	NA

NA. No analizado

En relación a los sedimentos de agua dulce, en la mayoría de las referencias bibliográficas se realiza únicamente la determinación de COT; el contenido de este parametro en los ríos estudiados en este trabajo (Madre Vieja y Ulapa) presentan rangos menores que el río Sai Gon-Dong Nai en Vietnam y del Estuario del río Wu Shi en Taiwan. El LOI no ha sido reportado o analizado en las referencias utilizadas en las comparaciones de pesticidas [1-9]; la referencia del río Danubio no se utiliza para comparar el contenido de LOI porque el contenido de limos y arcillas es despreciable.

B) Sedimentos marinos

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los sedimentos marinos muestreados en la Laguna de Chantuto y Bahía de Santander se comparan con los antecedentes de la bibliografía en la Tabla 2.41.

Tabla 2.41. Comparación de las características fisicoquímicas de sedimentos marinos.

	HUMEDAD (%)	LIMOS-ARCILLAS (%)	LOI (%)	COT (%)
Laguna de Chantuto (Este trabajo)	NA	5,8-42,3	7,7-39,3	1,8-18,2
Bahía de Santander (Este trabajo)	26,1-54,2	2,3-43,2	2,0-18,9	0,5-2,9
Laguna Chantuto-Panzacola [6]	NA	NA	NA	7,0-7,6
Bahía de San Antonio [8]	20,3-20,8	7,2-10,7	NA	1,0
Laguna Costera Mar Chiquita [8]	36,4-39,6	56,7-62,9	NA	2,4-2,6

NA. No analizado

Comparando las características fisicoquímicas de los sedimentos de agua salada, el contenido de humedad de la Bahía de Santander es más variable que la Bahía de San Antonio y Laguna Costera Mar Chiquita en Argentina. El porcentaje de partículas finas de los sitios de este trabajo fluctúan en un rango mayor que en las otras referencias. El contenido de materia orgánica en la Laguna de Chantuto tiene un rango y valores mayores que las otras referencias.

2.3.3.2. Pesticidas organoclorados en sedimentos marinos y de agua dulce en todos los continentes.

A) Pesticidas ubicuos en sedimentos de agua dulce

El beta-HCH y el aldrin fueron los pesticidas detectados en todas las muestras de los ríos Madre Vieja y Ulapa, en la Tabla 2.42 se comparan con los antecedentes de la bibliografía.

Tabla 2.42. Comparación de los resultados de pesticidas organoclorados ubicuos en sedimentos de agua dulce (ng/g en base seca en partículas finas).

AREA DE ESTUDIO	BETA-HCH	ALDRIN
Ríos Madre Vieja-Ulapa (Este trabajo)	0,81-2,91	1,05-3,88
Estuario del Río Wu-Shi, Taiwan [9]	<0,35-14,4	<0,05-25,5
Río Danubio, Serbia [10]	<0,01	<0,05

En sedimentos de agua dulce, las concentraciones de beta-HCH del río Danubio son relativamente menores que los encontrados en este trabajo en los ríos Madre Vieja y Ulapa (0,81-2,91 ng/g) y a la vez estos dentro del rango de las concentraciones detectadas en el estuario del río Wu-Shi (<0,35-14,4 ng/g). Para el aldrin el comportamiento es similar: las concentraciones más bajas están detectadas en el río Danubio, seguidas de las de los ríos Madre Vieja-Ulapa (este trabajo) y éstas a la vez estos dentro del rango de las concentraciones detectadas en el estuario del río Wu-Shi.

B) Pesticidas ubicuos en sedimentos marinos

El beta-HCH y el aldrin fueron los pesticidas detectados en todas las muestras de este trabajo, en la Tabla 2.43 se comparan con los antecedentes de la bibliografía.

Tabla 2.43. Comparación de los resultados de pesticidas organoclorados ubicuos en sedimentos marino (ng/g en base seca en partículas finas).

AREA DE ESTUDIO	BETA-HCH	ALDRIN
Laguna Chantuto (Este trabajo)	0,61 - 13,73	1,10 - 11,25
Bahía de Santander (Este trabajo)	2,21- 8,43	0,82 - 4,43
Bahía de Arake, Japon [1]	0,31- 0,55	<ND - 0,011
Costa de Alicante, España [4]	-	<0,001
Lago Albufera, España [5]	-	0,04 - 0,08
Laguna Chantuto-Panzacola, México [6]	3,7	0,54 - 4,15
Bahía San Antonio, Argentina [8]	9,0 - 16,6	-
Mar Chiquita, Argentina [8]	14,3 - 23,0	-

En sedimentos marinos, las concentraciones de beta-HCH en Japón son menores que las de Laguna de Chantuto (0,61-13,73 ng/g) y Bahía de Santander (2,21-8,43 ng/g) siendo menores que las concentraciones máximas detectadas en Bahía San Antonio (9,0-16,6 ng/g) y Mar Chiquita (14,3-23,0 ng/g) en Argentina.

La concentración mayor de aldrin de la Laguna de Chantuto de este trabajo (1,10-11,25 ng/g) es la mayor detectada en comparación de las otras referencias consideradas. Y las detectadas en la Bahía de Santander (0,82- 4,43 ng/g) de este trabajo son mayores que las encontradas en Bahía de Arake en Japón (0,011 ng/g), Costa de Alicante (<0,001 ng/g) y Lago Albufera (0,04-0,08 ng/g) en España.

C) Presencia de pesticidas en todos los continentes.

La comparación de los resultados se realiza por áreas geográficas y por tipo de sedimentos (agua dulce y marinos), en las Tablas 2.44 y 2.45 se muestran los trabajos en América, en las Tablas 2.46 y 2,47 en Europa, en las Tablas 2.48, 2.49 y 2.50 en Asia, en la Tabla 2.51 en Africa y en las Tablas 2.52 y 2.53 en Oceanía.

Tabla 2.44. Pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce de América (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México	Columbia River, USA	St. Lucie River, Florida, USA	Paraiba do Sul River, Brazil	Piracicaba River Basin, Brazil	Fraser River, British Columbia, Canadá.
Año de estudio	2005-2006	2003	2000-2002	1997	2000	2002-2003
Referencia	Este trabajo	Delistraty y Yokel, 2007	Rand et al, 2004	Souza et al, 2005	Del Grande y Oliveira, 2003	Wan et al., 2005
Pesticidas						
Alfa-HCH	ND-3,32	-	-	-	-	-
Beta-HCH	0,81-2,91	-	-	-	-	-
Delta-HCH	ND-0,52	-	-	-	-	120
Gamma-HCH (lindano)	ND	-	-	-	-	-
HCHs	ND-0,52	-	-	-	-	-
4,4'-DDD	ND-13,70	-	7,8 -16	-	-	40-1.300
4,4'-DDE	ND-2,20	-	2,5 - 50	--	-	60-800
4,4'-DDT	ND-1,99	0,0020-0,0051	2,4 - 4,9	-	-	40-4.300
DDTs	ND-13,70	-	-	<1,5 -34,2	-	-
Aldrin	1,05-3,88	-	-	-	-	20-40
Dieldrin	ND	0,0020-0,0051	-	-	-	200-1.000
Endrin	ND	-	-	-	-	130
Endrin ketona	ND-0,31	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND	-	-	-	-	50-80
Hexaclorobenceno	ND-0,62	-	-	-	ND-2,57	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,24	-	-	-	-	<20-300
Sulfato de endosulfán	ND	-	-	-	-	120-2.300
Beta- Endosulfán	ND	-	-	-	-	30-300
Endrin Aldehído	ND	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	-	-	-	-	40-600
Metoxicloro	ND-2,02	-	-	-	-	-

Tabla 2.45. Pesticidas organoclorados en sedimentos marinos de América (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Laguna Chantuto, México	Laguna Chantuto-Panzacola, México	Pozuelos-Murillo, México	Lagunas Costeras, noroeste, México.	Bahía San Antonio, Argentina	Mar Chiquita, Argentina	Black Lake, USA	Lagunas costeras, Pacifico, Nicaragua.	Bahía Tampa, Florida, USA.	Yukon River, British Columbia
Año de estudio	2005-2006	1994-1995	2002	1994	2000	2000	2002-2003	1995	1993-1999	1993-1994
Referencia	Este trabajo	Botello et al., 2000	Hernández et al., 2004	Gonzalez et al, 2006.	Menone et al., 2006.	Menone et al., 2006.	Mast et al., 2007.	Carvalho et al, 1999	Grabe y Barron, 2004.	Diamond et al, 2005
Pesticidas										
Alfa-HCH	ND-7,12	1,45	-	14,13	1,7±2,2	0,9-2,0	-	ND-0,21	0,05-0,8	0,04-0,42
Beta-HCH	0,61-13,73	-	-	19,48	-	-	-	ND-0,20	0,08-1-4	-
Delta-HCH	ND-39,91	ND	-	9,48	6,3-9,9	13,3-26,7	-	ND-1,0	0,30-1,1	0,02-1,54
Gamma-HCH (lindano)	ND-8,73	ND	-	-	27,1±20,5	0,9-2,9	-		0,15-3,0	-
HCHs	ND-39,91	-	-	-	-	-	-		-	-
4,4'-DDD	ND-10,7	ND	Trazas	11,66	-	-	2.2	ND-39	0,10-56,3	-
4,4'-DDE	ND-7,87	ND	247,9	5,38	11,0-16,8	19,7-22,8	4.7	0,41-160	0,55-34,9	-
4,4'-DDT	ND-12,79	12,42	-	41,10	2,4±3,9	9,8-18,1	E0.9	0,15-32,20	0,25-12,0	-
DDTs	ND-12,79	-	-	-	-	-	-	0,71-244		0,21-5,23
Aldrin	1,10-11,25	-	-	15,68	-	-	-	ND-0,083	0,30-5,8	-
Dieldrin	ND-0,92	ND	-	18,29	3,4-5,3	0,2-2,6	-	ND-53,7	0,45-9,5	0,02-1,76
Endrin	ND-5,80	6,76	Trazas	18,53	-	-	-	ND-2,90	0,15-2,64	-
Endrin ketona	ND-4,27	-	-	-	-	-	-		0,15-5,1	-
Heptacloro	ND-1,85	1,33-4,71	-	32,42	0,9±0,9	0,1-0,6	-	ND-65,4	0,50-1,9	-
Hexaclorobenceno	ND-19,99	-	-	-	-	-	-	0,006-1,1	-	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,38	ND	814,5	-	1,2-1,5	1,4-1,7	-	ND-0,17	0,25-4,9	0,00-0,50
Sulfato de endosulfán	ND-8,53	ND	-	-	-	-	0.44	ND-0,35	0,25-2,9	-
Beta- Endosulfán	ND-1,88	ND	-	-	ND	1,1±1,5	-	0,014-0,71	0,05-2,9	-
Endrin Aldehído	ND-0,03	4,62	-	-	-	-	-	-	0,05-3,0	-
Epóxido de Heptacloro	ND-3,91	3,39	-	-	2,0-2,5	1,0-1,2	-	-	0,02-0,94	0,00-0,45
Metoxicloro	ND-5,90	-	-	-	-	-	-	-	0,10-2,5	-

Tabla 2.46. Pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce de Europa (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Río Guadalete Cadiz, España.	Río Mulde. Germany.	Río Ebro, España	Río Ebro, España	Río Danubio Serbia	Río Scheldt, Belgium	Río Louro, Galicia, España.	Río Mulde, Germany
Año de estudio	No especifica	1992-1993	1996-2003	1995-1996	No especifica	2000	2004	1992-1993
Referencia	Lara et al, 2005	Bunge et al, 2007	Navarro et al, 2006	Fernández et al, 1999	Skrbic et al, 2007.	Covaci et al, 2005.	Concha et al, 2006	Wilken et al, 1994.
Pesticidas								
Alfa-HCH	-	-	-	-	<0,01	-	1,39 -22,4	-
Beta-HCH	-	-	-	-	-	-	0,85 – 280	-
Delta-HCH	-	-	-	-	<0,01	-	0,35 – 47,6	-
Gamma-HCH (lindano)	-	-	-	-	<0,01	-	0,30 – 343	-
HCHs	-	3	0,3-71,4	0,001-0,04	-	<0,3	-	3
4,4´-DDD	-	-	-	-	0,91	3,2-10,9	-	-
4,4´-DDE	-	-	-	-	0,52	3,2-11,4	-	-
4,4´-DDT	-	-	-	-	6,31	0,2-7,9	-	-
DDTs	63	1,4	0,6-79287	0,41 – 51,81	-	6,6-27,6	-	-
Aldrin	-	-	-	-	-	-	-	-
Dieldrin	-	-	-	-	0,43	-	-	-
Endrin	-	-	-	-	0,51	-	-	-
Endrin ketona	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	-	-	-	-	<0,05	-	-	-
Hexaclorobenceno	-	3,1	0,5-4532	-	-	0,3-1,3	-	3,1
Alfa-Endosulfán	-	-	-	-	0,23	-	-	-
Sulfato de endosulfán	-	-	-	-	0,41	-	-	-
Beta- Endosulfán	-	-	-	-	0,51	-	-	-
Endrin Aldehído	-	-	-	-	0,52	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	-	-	-	-	<0,05	-	-	-
Metoxicloro	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 2.47. Pesticidas Organoclorados en sedimentos marinos de Europa (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Bahía de Santander	Mar Báltico, norte de Europa	Costa de Alicante, España	Lago Albufera, España	Mar Barents, Copenhagen	Bahía de Cadiz, España.	Mar Caspian
Año de estudio	2005-2006	2001-2002	1989-1990	2001-2002	2003-2004	No especifica	2000-2001
Referencia	Este trabajo	Pikkarainen et al., 2007	Prats et al., 1992	Peris et al., 2005	ICES WGWS,2006	Lara et al, 2005	De Mora et al, 2004.
Pesticidas							
Alfa-HCH	ND-7,9	0,0065-0,39	-	-	-	-	0,066
Beta-HCH	2,21-8,43	-	-	-	-	-	0,17
Delta-HCH	ND	0,0025-0,24	<0,001- 0,02	0,06-0,12	-	-	0,053
Gamma-HCH (lindano)	ND	-	-	-	-	-	0,028
HCH	ND-12,40	-	-	-	0,1-3,59	-	0,35
4,4'-DDD	ND-16,63	0,063-2,1	0,011- 0,07	0,06-1,02	-	-	0,29
4,4'-DDE	ND-9,98	0,045-2,5	0,005- 0,23	0,58-1,07	-	-	0,33
4,4'-DDT	ND-11,74	0,012-0,62	<0,002- 0,05	0,02-0,5	-	-	0,27
DDT	ND-31,65	-	-	-	-	52	0,0011
Aldrin	0,82-4,43	-	-	-	-	-	0,009
Dieldrin	ND-1,27	-	N.D.	0,010-0,018	-	-	0,014
Endrin	ND-4,98	-	-	0,012-0,031	-	-	0,017
Endrin ketona	ND-0,23	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND	-	<0,01	0,02-0,04	-	-	0,007
Hexaclorobenceno	ND	0,0022-0,36	-	0,02-0,04	-	-	0,066
Alfa-Endosulfán	ND-0,79	-	<0,001	-	-	-	0,005
Sulfato de endosulfán	ND-7,98	-	-	-	-	-	0,008
Beta- Endosulfán	ND	-	-	-	-	-	0,004
Endrin Aldehído	ND	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	-	<0,002	0,2-0,5	-	-	0,022
Metoxicloro	ND	-	-	-	-	-	0,097

ICES WGWS. International Council for the Exploration of the Sea. Working Group on Marine Sediments.

Tabla 2.48. Pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce de Asia (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Estuario del Río Wu-Shi, Taiwan	Ríos en Okinawa, Japon	Río Yellow, China	Río Dagu Drainage, China	Sai Gon-Dong Nai, Southern, Vietnam	Río Tajan, Iran	Río Neka, Iran
Año de estudio	1997-1998	2005-2006	No especifica	No especifica	2004	2004	2004
Referencia	Doong et al., 2002	Sheikh et al, 2007.	Sun et al, 2007	Ding et al, 2007.	Minh et al, 2007.	Kalantari y Ebadi, 2006.	Kalantari y Ebadi, 2006.
Pesticidas							
Alfa-HCH	<0,12-1,9	4,7	-	-	-	16-32	11-16
Beta-HCH		4,8	-	-	-	20-30	15-29
Delta-HCH	<0,22-4,3	ND	-	-	-	-	-
Gamma-HCH (lindano)	<0,09-5,96	2,8	-	-	-	-	-
HCHs	-	N.A.	0.05-5.03	12.50-99.65	0,21-23	-	-
4,4'-DDD	<0,18-6,04	N.A.	-	-	-	73-93	49-81
4,4'-DDE	<0,12-1,84	N.A.	-	-	-	-	-
4,4'-DDT	<0,18-4,35	N.A.	-	-	-	<10	<5
DDTs	-	N.A.	0.09-12.88	1.56-46.26	<0,01-0,03	-	-
Aldrin	-	1,4	-	-	-	<7	<7
Dieldrin	<0,12-5,37	2,6	-	-	-	11-17	<5
Endrin	<0,22-1,25	N.A.	-	-	-	-	-
Endrin ketona	<0,13-2,07	N.A.	-	-	-	-	-
Heptacoloro	-	N.A.	-	-	-	<5	<7
Hexaclorobenceno	-	N.A.	-	17.50-189.13	<0,001-0,61	6-10	<1
Alfa-Endosulfán	<0,08-5,67	N.A.	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	<0,13-10,5	N.A.	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	<0,16-1,82	N.A.	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	-	N.A.	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacoloro	-	ND	-	-	-	-	-
Metoxicloro	<0,3-6,59	0,4			-	-	-

Tabla 2.49. Pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce de Asia (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Ríos Qiantang, Este de China.	Ríos Haibe y Dagu Drainage, China	Río Minjiang, China	Riós en Tianjin, China	Ríos de Zhejiang, China	Ríos Tajan y Neka, Iran	Ríos Erh-jen y Lan-yang, Taiwan
Año de estudio	2005	2003	1999	2002	2002-2003	2004	2002
Referencia	Zhou et al, 2006	Yang et al, 2005	Zhang et al, 2003.	Tao et al, 2007	Zhao et al, 2006	Kalantari y Ebadi, 2006	Chang y Doong, 2006
Pesticidas							
Alfa-HCH	<0,08-72,24	0,57-81,2	0,64-3,32	-	N.D.	11-32	0,14-1,07
Beta-HCH	<0,16-19,99	0,21-24,87	1,4-7,51	-	131,0±3,3	15 - 30	0,33-3,16
Delta-HCH	<0,08-173,11	<0,05-26,8	0,4-4,01	-	28,8±1,7	-	0,13-0,52
Gamma-HCH (lindano)	<0,08-46,26	<0,04-38,8	0,51-3,19	-	78,3±5,9	-	-
HCHs	0,74-202,8	1,53-141,0	2,99-16,21	-	238,1±3,8	-	-
4,4'-DDD	<0,08-13,56	0,15-58,4	0,09-2,43	-	-	49-93	N.D. - 0,16
4,4'-DDE	0,08-93,4	<0,04-59,2	0,92-7,56	-	72,5±4,0	-	0,14-0,26
4,4'-DDT	<0,08-24,70	<0,12-16,7	0,56-4,55	-	-	<5 - 10	0,15-1,12
DDTs	0,40-97,54	0,32-83,5	1,57-13,1	340±930	-	-	-
Aldrin	<0,08-103,9	-	0,47-2,23	-	-	<7	0,04-0,44
Dieldrin	<0,15-42,06	-	0,67-1,79	-	-	<5 - 17	0,09-2,31
Endrin	<0,10-28,46	-	0,27-2,45	-	-	-	0,16-0,37
Endrin ketona	-	-	0,24-3,79	-	-	-	-
Heptacloro	<0,15-88,34	-	0,88-2,77	-	-	<5-7	-
Hexaclorobenceno	-	-	-	-	363,2±13,3	<1 - 10	-
Alfa-Endosulfán	-	-	0,57-1,61	-	-	-	0,07-0,49
Sulfato de endosulfán	-	-	1,77-8,84	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	-	-	1,53-3,12	-	-	-	0,08-2,77
Endrin Aldehído	-	-	0,26-4,72	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	<0,08-111,8	-	0,59-2,77	-	-	-	-
Metoxicloro	-	-	1,09-5,76	-	-	-	-

Tabla 2.50. Pesticidas organoclorados en sedimentos marinos de Asia (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Bahía de Arake, Japon	Lake Nansihu, China	Arabian Sea	Jiulong Estuary, Western Sea, China	Pearl River Delta, China	Bay of Bengal, India.	Bay of Bengal, India.	Black Sea rivers/sea of Turkey	East China Sea
Año de estudio	2005	2000	No especifica	1999	2003	1998	1999-2000	1999-2000	2002
Referencia	Yun et al, 2007	Li et al, 2007.	Sarkar et al, 1997	Maskaoui et al, 2005.	Fung et al, 2005.	Rajendran et al, 2005.	Das y Das, 2004.	Bakan y Ariman, 2004	Yang et al, 2005
Pesticidas									
Alfa-HCH	0,26-0,52	-	-	<0,01-0,10	0,54-73,46	-	-	ND-5	<0,05-1,06
Beta-HCH	0,31-2,3	-	-	0,34-1,0	6,52-191,25	-	-	-	<0,2-1,30
Delta-HCH	0,059-0,13	-	-	0,01-0,03	0,42-57,4	-	-	ND-37	<0,06-0,57
Gamma-HCH (lindano)	0,15-0,26	-	-	0,12-8,20	0,09-56,81	-	-	ND-36	<0,12-0,16
HCHs	0,78-1,5	0,66-12,5	0,85-7,87	0,48-9,0	11,95-352,6	-	-	-	<DL-2,52
4,4'-DDD	0,21-0,32	-	-	<0,01-0,05	0,37-239,17	0,015-2,78	0,53-2,53	ND-71	<0,08-4,86
4,4'-DDE	0,64-0,96	-	-	0,01-0,40	0,30-247,61	0,035-4,41	0,09-5,03	ND-7	<0,06-2,11
4,4'-DDT	ND-0,052	-	-	<0,01-0,04	0,11-145,57	0,011-0,32	1,21-4,56	ND-31	<0,23-2,92
DDTs	1,0-1,5	0,24-2,99	1,47-25,17	0,01-0,43	1,37-599,78	0,04-4,78	3,44-11,34	-	<DL-10,94
Aldrin	ND	-	0,10-0,26	0,11-1,28	0,68-33,97	-	0,12-3,14	N.D.-151	-
Dieldrin	0,006-0,15	-	0,70-3,33	<0,01-1,14	0,14-214,65	-	N.D.-1,32	ND-64	-
Endrin	0,009	-	0,42-0,95	0,06-1,32	<0,05-39,50	-	-	-	-
Endrin ketona	-	-	-	0,01-0,03	-	-	-	-	-
Heptacloro	<ND	-	-	<0,01-0,07	0,04-16,9	-	1,22-3,61	-	-
Hexaclorobenceno	0,83-2,3	-	-	-	1,08-55,5	-	-	-	-
Alfa-Endosulfán	-	-	-	0,01-0,26	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	-	-	-	<0,01-10,40	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	-	-	-	<0,01-3,92	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	-	-	-	<0,01-16,60	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	0,0-0,001	-	-	<0,01-0,08	-	-	-	ND -21	-
Metoxicloro	-	-	-	1,25-3,13	-	-	-	-	-

Tabla 2.51. Pesticidas organoclorados en sedimentos marinos y de agua dulce de África (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Sedimentos marinos		Sedimentos de agua dulce
	Malindi, Coast of Kenia	Volta Lake, Ghana	Ouémé River, Republic of Benin
Año de estudio	1999	1995-1996	2004
Referencia	Wandiga et al, 2002	Ntow, 2005.	Pazou et al, 2006
Pesticidas			
Alfa-HCH	-	-	<0,1-61
Beta-HCH	-	-	-
Delta-HCH	0,733±0,025	2,30±1,40	<0,1 - 61
Gamma-HCH (lindano)	-	-	<0,1- 42
HCHs	-	-	<0,1 - 196
4,4´-DDD	<0,009	-	<0,1 - 131
4,4´-DDE	1,3 ± 0,03	52,30±37,80	<0,1 - 526
4,4´-DDT	<0,003	9,00±5,0	<0,1 - 561
DDTs	-	-	-
Aldrin	0,467±0,007	-	-
Dieldrin	<0,006	-	-
Endrin	<0,004	-	-
Endrin ketona	-	-	-
Heptacloro	-	-	-
Hexaclorobenceno	-	-	<0,1 - 164
Alfa-Endosulfán	<0,042	0,21±0,05	-
Sulfato de endosulfán	-	0,36±0,04	<0,1 - 26
Beta- Endosulfán	-	0,17±0,04	-
Endrin Aldehído	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	-	-	-
Metoxicloro	-	-	-

Tabla 2.52. Pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce de Oceanía (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Latrobe river, Victoria, Australia	Upper Parramatta river, Sindney Harbour.	Namoi river
Año de estudio	1994	1997	1996-1997
Referencia	Haynes et al., 1996	Birch et al, 1999.	Leonard et al, 2001.
Pesticidas			
Alfa-HCH	ND	-	-
Beta-HCH	ND	-	-
Delta-HCH (lindano)	ND	0,0-0,8	-
Gamma-HCH	-	-	-
HCHs	-	-	-
4,4´-DDD	ND	0,0-64,5	-
4,4´-DDE	ND	0,0-35,5	-
4,4´-DDT	ND	1,4-71,6	-
DDTs	-	-	-
Aldrin	ND	0,0-17,7	-
Dieldrin	ND	0,0-32	-
Endrin	ND	-	-
Endrin ketona	-	-	-
Heptaclo	ND	0,0-21,0	-
Hexaclorobenceno	ND	0,0-2,7	-
Alfa-Endosulfán	-	-	<1-1123
Sulfato de endosulfán	-	-	<1-61
Beta- Endosulfán	-	-	1-508
Endrin Aldehído	-	-	-
Epóxido de Heptaclo	ND	0,0-35,3	-
Metoxicloro	ND	-	-

Tabla 2.53. Pesticidas organoclorados en sedimentos marinos de Oceanía (ng/g en base seca en partículas finas).

Area	Vanuatu y Toga	Nort Queensland, Australia	Sydner Harbour, Australia	Malabar ocean, Sydney.	Perth, Western Australia.	Queensland, Cape York and Moreton Bay
Año de estudio	1991	1995-1996	2000-2001	1996	1991	1997
Referencia	Harrison, et al, 1996.	Cavanagh, et al., 1999	McCready, et al., 2006.	Matthai et al, 2000.	Burt y Ebell, 1995.	Haynes et al., 2000.
Pesticidas						
Alfa-HCH	<0,01-0,07	<0,005-6,23	-	-	-	-
Beta-HCH	<0,02-0,16	<0,005-45,6	-	-	-	-
Delta-HCH (lindano)	-	<0,005-0,038	-	-	-	<0,05-0,19
Gamma-HCH	<0,02-0,11	<0,005-3,99	-	-	-	-
HCHs	-	-	-	-	-	-
4,4'-DDD	<0,02-142	<0,005-0,313	1,6-4980	<0,5-5,1	-	-
4,4'-DDE	<0,01-17,1	<0,005-19,9	0,8-188	<0,5-1,9	-	<0,05-0,26
4,4'-DDT	<0,01-854	<0,005-0,972	1,2-157	<0,5-53	0,0005-0,022	<0,05-0,05
DDTs	-	-	0,8-5170	-	<0,001-0,022	-
Aldrin	<0,02-0,08	<0,005-0,132	-	-	-	-
Dieldrin	<0,01-0,96	<0,005-22,2	1,1-102	-	0,001-0,002	<0,05-0,37
Endrin	<0,02-0,34	<0,005-0,936	4,1-24,2	-	-	-
Endrin ketona	-	-	-	-	-	-
Heptacoloro	<0,01-0,08	<0,005-0,288	-	-	-	-
Hexaclorobenceno	-	<0,005-0,204	2-1620	<0,5-3,2	-	-
Alfa-Endosulfán	<0,01-0,08	<0,005	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	-	<0,005	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	-	<0,005	-	-	-	-
Endrin Aldehído	-	<0,005	-	-	-	-
Epóxido de Heptacoloro	<0,01-0,61	<0,005-15,9	1,0-2,0	-	-	-
Metoxicloro	<0,02-0,98	<0,005	-	-	-	-

La revisión bibliográfica realizada en este estudio muestra trabajos de investigación en análisis de pesticidas organoclorados en sedimentos desde 1991. Estos trabajos se han sintetizado en las tablas anteriormente presentadas (2.42–2.51) para realizar la comparación en diversas zonas geográficas y en diferentes tipos de sedimentos, de esta comparación se deduce que:

- En sedimentos de agua dulce, en Asia se han encontrado 14 referencias de estudios de investigación de pesticidas organoclorados en sedimentos, siendo China el país con el mayor número de publicaciones de estos trabajos (Tablas 2.48 y 2.49). En Europa se han realizado varios trabajos pero contemplan determinados pesticidas organoclorados (HCHs y DDTs), en la Tabla 2.46 se muestran 8 referencias. En América, la mayoría de los trabajos se han realizado en el norte del continente (Canadá y Estados Unidos), los realizados en Brasil contemplan determinados pesticidas organoclorados (DDTs y hexaclorobenceno), en la Tabla 2.44 se presentan 6 referencias. En Oceanía, hay pocos trabajos publicados (Tabla 2.52). En Africa (Tabla 2.51), se ha encontrado solamente un trabajos de análisis de pesticidas organoclorados en sedimentos de agua dulce.
- En sedimentos marinos, en América hay mayor cantidad de trabajos publicados de análisis de pesticidas organoclorados en sedimentos, que incluyen el norte, centro y sur del continente; en la Tabla 2.45 se presentan 10 referencias. Le sigue en número de publicaciones Asia, donde la mayoría de los trabajos de investigación son de China; en la Tabla 2.50 se muestran 9 referencias. En Europa, la mayoría de los trabajos publicados de estos compuestos son de España (Tabla 2.47). En Oceanía los trabajos de investigación contemplan la mayoría del territorio; en la Tabla 2.53 se presentan 6 referencias. En Africa, es el continente donde hay pocos trabajos de la presencia de pesticidas organoclorados en sedimentos; en la Tabla 2.51 se muestran los dos únicos trabajos publicados hasta la fecha.

Comparando los resultados obtenidos en este trabajo en su respectiva zona de estudio (Europa y América), se tiene que:

Ríos Madre Vieja y Ulapa (sedimentos de agua dulce).

Las concentraciones de los compuestos detectados son menores que los valores reportados en las referencias mostradas en la Tabla 2.43. Los demás compuestos no detectados (dieldrin, endrin, heptacloro, sulfato de endosulfán, beta-endosulfán, endrin aldehído y epóxido de heptacloro) han sido detectados en Estados Unidos, Brasil y Canadá. El gamma-HCH no fue detectado en los sedimentos muestreados, las referencias en América no publican datos sobre este compuesto.

Laguna de Chantuto (sedimentos marinos).

Las concentraciones máximas detectadas en lindano, hexaclorobenceno, sulfato de endosulfán, epóxido de heptacloro y metoxicloro son mayores que las de las referencias presentadas en la Tabla 2.42.

Bahía de Santander (sedimentos marinos).

De los 19 pesticidas analizados, las concentraciones máximas detectadas en alfa-HCH, beta-HCH, 4-4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT, aldrin, dieldrin, endrin, alfa endosulfán y sulfato de endosulfán son mayores que las referencias presentadas en la Tabla 2.44. Siete de los compuestos no detectados (delta-HCH, gamma-HCH, heptacloro, hexaclorobenceno, beta-endosulfán, epóxido de heptacloro y metoxicloro) en la Bahía de Santander si han sido detectados en otras zonas de estudio en Europa. Endrin ketona y endrin aldehído no se pueden comparar porque las referencias no publican datos sobre ellos.

2.3.4. Evaluación ambiental de los pesticidas organoclorados.

La evaluación de la presencia de pesticidas organoclorados analizados se realizó comparando las concentraciones detectadas de los compuestos analizados con las guías de referencia para los parámetros de calidad de los sedimentos.

A continuación se presenta la evaluación de la presencia de los pesticidas de acuerdo a las zonas de estudio.

2.3.4.1. Sedimentos de agua dulce: Ríos Madre Vieja y Ulapa

En la Tabla 2.54 se muestran los resultados de los 19 pesticidas analizados en las partículas finas de los sedimentos muestreados en los ríos Madre Vieja y Ulapa, y se comparan con los parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce.

En la Tabla 2.55 se muestran los resultados de los ríos Madre Vieja y Ulapa normalizados a 1% COT para los isómeros del hexaclorociclohexano; en la Tabla 2.56 para los isómeros de DDT; en la Tabla 2.57 para el aldrin, dieldrin, endrin, endrin ketona y endrin aldehído, y en la Tabla 2.58 aparecen el resto de compuestos analizados.

Tabla 2.54. Presencia de pesticidas en los ríos Madre Vieja y Ulapa, comparándolos con los parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce (ng/g).

	Resultados de este trabajo.	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality	
	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México	Value	ISQG	PEL
Alfa-HCH	ND-3,32	6	-	-
Beta-HCH	0,81-2,91	5	-	-
Delta-HCH	ND-0,52	6400	0,94	1,38
Gamma-HCH (lindano)	ND	2,37	-	-
HCHs	ND-0,52		-	-
4,4'-DDD	ND-13,70	4,88	3,54	8,51
4,4'-DDE	ND-2,20	3,16	1,42	6,75
4,4'-DDT	ND-1,99	4,16	1,19	4,77
DDTs	ND-13,70	5,28	-	-
Aldrin	1,05-3,88	2	-	-
Dieldrin	ND	1,9	2,85	6,67
Endrin	ND	2,22	2,67	62,4
Endrin ketona	ND-0,31	-	-	-
Heptacloro	ND	68	-	-
Hexaclorobenceno	ND-0,62	20	-	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,24	2,9	-	-
Sulfato de endosulfán	ND	5,4	-	-
Beta- Endosulfán	ND	14	-	-
Endrin Aldehído	ND	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	2,47	0,60	2,74
Metoxicloro	ND-2,02	18,7	-	-

Tabla 2.55. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de los ríos Madre Vieja y Ulapa, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce (ng/g).

	Resultados de este trabajo.	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality	
	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México*	Value	ISQG	PEL
Alfa-HCH	ND-7,38	6	-	-
Beta-HCH	1,81-6,47	5	-	-
Delta-HCH	ND-1,16	6400	0,94	1,38
Gamma-HCH (lindano)	ND	2,37	-	-
HCHs	ND-1,16		-	-

* Valores normalizados

Las concentraciones máximas encontradas de alfa-HCH y beta-HCH son mayores que los valores establecidos por la US-EPA por lo que podrían representar un efecto en el medio ambiente. La concentración máxima de delta-HCH no puede representar un efecto en el medio ambiente porque es menor que el nivel de probable efecto de las guías de Canadá y menores que los establecidos por la US-EPA.

Tabla 2.56. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de los ríos Madre Vieja y Ulapa, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce (ng/g).

	Resultados de este trabajo.	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality	
	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México*	Value	ISQG	PEL
4,4'-DDD	ND-30,44	4,88	3,54	8,51
4,4'-DDE	ND-4,89	3,16	1,42	6,75
4,4'-DDT	ND-4,42	4,16	1,19	4,77
DDTs	ND-30,44	5,28	-	-

* Valores normalizados

Las concentraciones máximas de 4,4'-DDD pueden representar efecto en el medio ambiente porque son mayores que las indicadas en guías de la US-EPA y de los valores establecidos de nivel de efecto probable de las guías de Canadá. Los valores

detectados de 4,4'-DDE y 4,4'-DDT son mayores que los establecidos por la US-EPA pero menores que los niveles de probable efecto de las guías de Canadá.

Tabla 2.57. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de los ríos Madre Vieja y Ulapa, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce (ng/g).

	Resultados de este trabajo.	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality	
	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México*	Value	ISQG	PEL
Aldrin	2,33-8,62	2	-	-
Dieldrin	ND	1,9	2,85	6,67
Endrin	ND	2,22	2,67	62,4
Endrin ketona	ND-0,69	-	-	-
Endrin Aldehído	ND	-	-	-

* Valores normalizados

Los valores detectados de aldrin son mayores que los establecidos en las guías de la US-EPA por lo que la presencia de este compuesto pueden provocar efectos en el medio ambiente. La concentración de endrin ketona no puede compararse por que las guías no contemplan valores de calidad para este compuesto.

Tabla 2.58. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de los ríos Madre Vieja y Ulapa, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos de agua dulce (ng/g).

	Resultados de este trabajo.	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality	
	Ríos Madre Vieja-Ulapa, México*	Value	ISQG	PEL
Heptacloro	ND	68	-	-
Hexaclorobenceno	ND-1,38	20	-	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,53	2,9	-	-
Sulfato de endosulfán	ND	5,4	-	-
Beta- Endosulfán	ND	14	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	2,47	0,60	2,74
Metoxicloro	ND-4,89	18,7	-	-

* Valores normalizados

La presencia de hexaclorobenceno, alfa-endosulfán y metoxicloro pueden no suponer un efecto en el medio ambiente porque las concentraciones detectadas con menores que las establecidas en las guías de la US-EPA Región 3.

2.3.4.2 Sedimentos marinos

A) Laguna de Chantuto

En la Tabla 2.59 se muestran los resultados de los 19 pesticidas analizados en las partículas finas de sedimentos muestreados en la Laguna de Chantuto, que se comparan con los parámetros de calidad de los sedimentos marinos, a fin de evaluar su presencia ambiental.

Los valores de MPC y de la Comisión OSPAR se han normalizado a 1% COT para poder compararlos en este trabajo.

A efecto de evaluar su presencia en la zona de estudio, los resultados del análisis de los 19 pesticidas se normalizaron al contenido de 1% de COT, valor considerado en las guías para la calidad de los sedimentos marinos. En la Tabla 2.60 se muestran los resultados de la Laguna de Chantuto para los isómeros del hexaclorociclohexano; en la Tabla 2.61 para los isómeros de DDT; en la Tabla 2.62 para el aldrin, dieldrin, endrin, endrin ketona y endrin aldehído, y en la Tabla 2.63 se presentan el resto de compuestos analizados.

Tabla 2.59. Presencia de pesticidas organoclorados en la Laguna de Chantuto, comparándolos con los parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Resultados de este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Alfa-HCH	ND-7,12	1360	-	-	-	6	10000	-	-	29	-	-	-	-	-
Beta-HCH	0,61-13,73	-	-	-	-	5	21000	-	-	92	-	-	-	-	-
Delta-HCH	ND-39,91	-	0,32	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamma-HCH (lindano)	ND-8,73	0,32	-	-	0,2	3	1000	-	-	23	2,37	4,99	0,32	1	-
HCHs	ND-39,91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4,4'-DDD	ND-10,7	1,22	1,22	7,81	-	8	6000	-	-	0,2	4,88	28,0	2,0	20	-
4,4'-DDE	ND-7,87	2,07	2,07	374	-	5	19000	2,2	27	0,1	3,16	31,3	2,2	27	0,2-2
4,4'-DDT	ND-12,79	1,19	1,19	4,77	-	7	71000	-	-	0,9	4,16	62,9	-	-	-
DDTs	ND-12,79	3,89	-	-	-	7	12000	1,58	46,1	-	5,28	572	1,6	46	-
Aldrin	1,10-11,25	-	-	-	-	2	8000	-	-	0,6	-	-	-	-	-
Dieldrin	ND-0,92	0,72	0,71	4,30	0,6	2	91000	-	-	45	1,90	61,8	0,02	8	0,2-2
Endrin	ND-5,80	2,67	2,67	62,4	0,5	3	130000	-	-	0,4	2,22	207	0,02	8	-
Endrin ketona	ND-4,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND-1,85	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexaclorobenceno	ND-19,99	-	-	-	10	20	24000	-	-	-	-	-	-	-	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,38	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	ND-8,53	0,357	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	ND-1,88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	ND-0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND-3,91	0,6	0,60	2,74	-	5	5000	-	-	0,002	2,47	16,0	-	-	-
Metoxicloro	ND-5,90	29,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.60. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Laguna de Chantuto, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Alfa-HCH	ND-1,19	1360	-	-	-	6	10000	-	-	29	-	-	-	-	-
Beta-HCH	0,10-2,29	-	-	-	-	5	21000	-	-	92	-	-	-	-	-
Delta-HCH	ND-6,65	-	0,32	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamma-HCH (lindano)	ND-1,46	0,32	-	-	0,2	3	1000	-	-	23	2,37	4,99	0,32	1	-
HCHs	ND-6,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.61. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Laguna de Chantuto, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
4,4'-DDD	ND-1,78	1,22	1,22	7,81	-	8	6000	-	-	0,2	4,88	28,0	2,0	20	-
4,4'-DDE	ND-1,31	2,07	2,07	374	-	5	19000	2,2	27	0,1	3,16	31,3	2,2	27	0,2-2
4,4'-DDT	ND-2,13	1,19	1,19	4,77	-	7	71000	-	-	0,9	4,16	62,9	-	-	-
DDTs	ND-2,13	3,89	-	-	-	7	12000	1,58	46,1	-	5,28	572	1,6	46	-

* Valores normalizados

Tabla 2.62. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Laguna de Chantuto, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Aldrin	0,18-1,88	-	-	-	-	2	8000	-	-	0,6	-	-	-	-	-
Dieldrin	ND-0,15	0,72	0,71	4,30	0,6	2	91000	-	-	45	1,90	61,8	0,02	8	0,2-2
Endrin	ND-0,97	2,67	2,67	62,4	0,5	3	130000	-	-	0,4	2,22	207	0,02	8	-
Endrin ketona	ND-0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND-0,31	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	ND-0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.63. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Laguna de Chantuto, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Heptacloro	ND-0,31	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexaclorobenceno	ND-3,33	-	-	-	10	20	24000	-	-	-	-	-	-	-	-
Alfa-Endosulfán	ND-0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	ND-1,42	0,357	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	ND-0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND-0,65	0,6	0,60	2,74	-	5	5000	-	-	0,002	2,47	16,0	-	-	-
Metoxicloro	ND-0,98	29,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

En la Tabla 2.60 se observa que las concentraciones máximas detectadas de alfa-HCH, beta-HCH y gamma-HCH son menores que los niveles de bajo efecto de Ontario, por lo que su presencia a estas concentraciones no suponen un riesgo en el medio ambiente. La concentración máxima detectada de delta-HCH es mayor que los niveles de probable efecto de las guías de Canadá, por lo que su presencia puede suponer un riesgo importante en el medio ambiente.

De la Tabla 2.61 se obtiene que las concentraciones de 4,4'-DDD y 4,4'-DDT son mayores que las concentraciones establecidas por las guías de la US-EPA pero menores que los niveles de bajo efecto de las guías de Ontario; la presencia de estos compuestos a las concentraciones detectadas puede suponer un probable efecto en el medio ambiente. La concentración máxima detectada de 4,4'-DDE es menor que los valores establecidos por la US-EPA pero mayores que la Concentración Máxima Permisible (Holanda), por lo que su presencia en el medio ambiente supone un efecto medio en el medio ambiente.

En la Tabla 2.62 se observa que las concentraciones de dieldrin y endrin, son menores que los valores mínimos de las referencias por lo que su presencia a las concentraciones detectadas no tienen ningún efecto en el medio ambiente, según las guías de calidad de los sedimentos. La concentración máxima detectada de aldrin en la Laguna de Chantuto es mayor que la Concentración Máxima Permisible (Holanda), pero menor que el valor de bajo efecto de la guía de Ontario, por lo que la presencia de aldrin supone un bajo efecto en el medio ambiente en esta zona. Las concentraciones detectadas de endrin ketona y endrin aldehído no se pueden evaluar por que los parámetros de calidad no contemplan valores para la sumatoria de los hexaclorociclohexanos.

De la Tabla 2.63 se obtiene que los valores de hexaclorobenceno, alfa endosulfán, sulfato endosulfán y metoxicloro son menores que los valores mínimos de las referencias por lo que las concentraciones detectadas no tienen ningún efecto en el medio ambiente, según las guías de calidad de los sedimentos. La concentración

máxima de epóxido de heptacloro es mayor que los valores de la US-EPA y que la Concentración Máxima Permisible (Holanda), pero menor que el nivel bajo de efecto de las guías de Ontario, por lo que su presencia supone un efecto probable en el medio ambiente.

B) Bahía de Santander.

En la Tabla 2.64 se muestran los resultados de los 19 pesticidas analizados en las partículas finas de sedimentos muestreados en la Bahía de Santander, comparándolos con los parámetros de calidad de los sedimentos marinos.

Los valores MPC “Environmental quality standards” de Holanda, están establecidos con el 10% de materia orgánica, por lo que para efectos de comparación con los resultados de este trabajo se han normalizado a 1% COT. Los valores de la Comisión OSPAR están establecidos para sedimentos con 2,5% de COT, por lo que se normalizaron a 1% COT para poder compararlos en este trabajo.

Los resultados del análisis de este trabajo se normalizaron al contenido de 1% de COT, valor considerado en las guías para la calidad de los sedimentos marinos. En la Tabla 2.65 se muestran los resultados de la Bahía de Santander para los isómeros del hexaclorociclohexano; en la Tabla 2.66 los valores normalizados para los isómeros de DDT; en la Tabla 2.67 para el aldrin, dieldrin, endrin, endrin ketona y endrin aldehído, y en la Tabla 2.68 aparecen el resto de compuesto analizados.

Tabla 2.64. Presencia de pesticidas organoclorados en la Bahía de Santander, comparándolos con los parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Resultados de este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Alfa-HCH	ND - 7,9	1360	-	-	-	6	10000	-	-	29	-	-	-	-	-
Beta-HCH	2,21-8,43	-	-	-	-	5	21000	-	-	92	-	-	-	-	-
Delta-HCH	ND	-	0,32	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamma-HCH (lindano)	ND	0,32	-	-	0,2	3	1000	-	-	23	2,37	4,99	0,32	1	-
HCHs	ND - 12,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4,4'-DDD	ND - 16,63	1,22	1,22	7,81	-	8	6000	-	-	0,2	4,88	28,0	2,0	20	-
4,4'-DDE	ND - 9,98	2,07	2,07	374	-	5	19000	2,2	27	0,1	3,16	31,3	2,2	27	0,2-2
4,4'-DDT	ND - 11,74	1,19	1,19	4,77	-	7	71000	-	-	0,9	4,16	62,9	-	-	-
DDTs	ND - 31,65	3,89	-	-	-	7	12000	1,58	46,1	-	5,28	572	1,6	46	-
Aldrin	0,82 - 4,43	-	-	-	-	2	8000	-	-	0,6	-	-	-	-	-
Dieldrin	ND - 1,27	0,72	0,71	4,30	0,6	2	91000	-	-	45	1,90	61,8	0,02	8	0,2-2
Endrin	ND - 4,98	2,67	2,67	62,4	0,5	3	130000	-	-	0,4	2,22	207	0,02	8	-
Endrin ketona	ND - 0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexaclorobenceno	ND	-	-	-	10	20	24000	-	-	-	-	-	-	-	-
Alfa-Endosulfán	ND - 0,79	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	ND - 7,98	0,357	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	0,6	0,60	2,74	-	5	5000	-	-	0,002	2,47	16,0	-	-	-
Metoxicloro	ND	29,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.65. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Bahía de Santander, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Alfa-HCH	ND - 6,58	1360	-	-	-	6	10000	-	-	29	-	-	-	-	-
Beta-HCH	1,84 -7,02	-	-	-	-	5	21000	-	-	92	-	-	-	-	-
Delta-HCH	ND	-	0,32	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamma-HCH (lindano)	ND	0,32	-	-	0,2	3	1000	-	-	23	2,37	4,99	0,32	1	-
HCHs	ND - 10,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.66. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Bahía de Santander, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
4,4'-DDD	ND - 13,86	1,22	1,22	7,81	-	8	6000	-	-	0,2	4,88	28,0	2,0	20	-
4,4'-DDE	ND - 8,32	2,07	2,07	374	-	5	19000	2,2	27	0,1	3,16	31,3	2,2	27	0,2-2
4,4'-DDT	ND - 9,78	1,19	1,19	4,77	-	7	71000	-	-	0,9	4,16	62,9	-	-	-
DDTs	ND - 26,38	3,89	-	-	-	7	12000	1,58	46,1	-	5,28	572	1,6	46	-

* Valores normalizados

Tabla 2.67. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Bahía de Santander, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Aldrin	0,68- 3,69	-	-	-	-	2	8000	-	-	0,6	-	-	-	-	-
Dieldrin	ND - 1,06	0,72	0,71	4,30	0,6	2	91000	-	-	45	1,90	61,8	0,02	8	0,2-2
Endrin	ND - 4,15	2,67	2,67	62,4	0,5	3	130000	-	-	0,4	2,22	207	0,02	8	-
Endrin ketona	ND - 0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	ND	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endrin Aldehído	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

Tabla 2.68. Presencia ambiental de pesticidas en sedimentos de la Bahía de Santander, valores normalizados a 1% COT, comparándolos con parámetros de calidad de los sedimentos marinos (ng/g).

	Este trabajo	US-EPA Región 3	Canadian Sediment Quality		Ontario			NOAA		Holanda	MacDonald et al., 2000		Guías de Australia y Nueva Zelanda		OSPAR Commission
			Value	ISQG	PEL	Ningún efecto	Bajo efecto	Severo efecto	ERL Bajos efectos		ERM Efectos medios	MPC*	TEC Threshold Effect	PEC Probable Efecto	
Heptacloro	ND	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexaclorobenceno	ND	-	-	-	10	20	24000	-	-	-	-	-	-	-	-
Alfa-Endosulfán	ND - 0,69	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Sulfato de endosulfán	ND - 6,65	0,357	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beta- Endosulfán	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epóxido de Heptacloro	ND	0,6	0,60	2,74	-	5	5000	-	-	0,002	2,47	16,0	-	-	-
Metoxicloro	ND	29,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Valores normalizados

De la Tabla 2.65, se obtiene que los valores máximos de las concentraciones normalizadas (1% COT) de alfa-HCH y beta-HCH detectadas en los sedimentos muestreados en la Bahía de Santander son mayores que el nivel de bajo efecto de la guía de Ontario, pero menores que los niveles de efectos severos (Ontario), y también menores que la Concentración Máxima Permisible (MPC) de las guías de Holanda, por lo que podrían provocar un nivel de medio efecto en el medio ambiente. Las concentraciones obtenidas de HCHs no se pueden evaluar por que los parámetros de calidad no contemplan valores para la sumatoria de los hexaclorociclohexanos.

En la Tabla 2.66, se observa que las concentraciones máximas de 4,4'-DDD, 4,4'-DDE y 4,4'-DDT son mayores que los valores establecidos por las guías de la US-EPA, que el nivel de probable efecto (PEL) de las guías de Canadá, que los niveles de bajo efecto pero menores que los niveles de efectos severos de la guía de Ontario, menores que los niveles de efecto probable y menores que los niveles altos de las guías de Australia y Nueva Zelanda, por lo tanto, la presencia de estos compuestos a las concentraciones detectadas pueden suponer un probable efecto en el medio ambiente.

De la Tabla 2.67, se obtiene que la concentración máxima de aldrin (3,69 ng/g) es mayor que el nivel de bajo efecto de la guía de Ontario pero menores que la Concentración Máxima Permisible (MPC), y también menores que los niveles de efectos severos de Ontario; la concentración máxima de dieldrin es mayor que todos los niveles mínimos presentados, pero menores que los niveles de probable efecto de la guía de Canadá y que los niveles de efectos severos de Ontario, por lo que la presencia de aldrin y dieldrin en las concentraciones detectadas pueden suponer un posible efecto en el medio ambiente. La concentración máxima de endrin (4,15 ng/g) es mayor que los valores de las guías de la US-EPA y que la Concentración Máxima Permisible (4,0 ng/g), por lo tanto, su presencia supone un riesgo importante en el medio ambiente. La concentración de endrin ketona no puede compararse por que las guías no contemplan valores de calidad para este compuesto.

En la tabla 2.68 se observa que la concentración máxima de alfa-endosulfán (0,69 ng/g) es menor que la MPC (1 ng/g) por lo que la concentración está dentro de los niveles permisibles en el medio ambiente. La concentración máxima de sulfato de endosulfán (6,56 ng/g) es mayor que los valores establecidos por la US-EPA (0,367 ng/g), por lo que su presencia supone un riesgo importante para el medio ambiente.

Referencias del Capítulo 2.

- Babu, R., Imagawa, T., Tao, H., Ramesh, R., 2005. Distribution of PCBs, HCHs and DDTs, and their ecotoxicological implications in Bay of Bengal, India. *Environ International* 31, 503-512.
- Bakan, G., Ariman S., 2004. Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of mid-Black Sea region of Turkey. *Mar Poll Bul.* 48, 1031-1039.
- Birch, G., Robertson, E., Taylor, S., McConchie, D., 1999. The use of sediments to detect human impact on the fluvial system. *Environ Geology* 39, 1015-1028.
- Botello, A., Rueda, L., Díaz, G., Toledo, A., 2000. Persistent organochlorine pesticides (POPs) in coastal lagoons of the Subtropical Mexican Pacific. *Bull Environ Contam Toxic* 64, 390-397.
- Bunge, M., Kahkonen, M., Ramisch, W., Opel, M., Vogler, S., Walkow, F., Salkinoja, M., Lechner, U., 2007. Biological activity in a heavily organohalogen-contaminated river sediment. *Environ. Sci Pollut Res.* 14, 3-10.
- Burt, J., y Ebell, G., 1995. Organic pollutants in mussels and sediments of the coastal waters off Perth, Western Australia. *Mar Pollu Bull* 30, 723-732.
- Carvalho, F., Montenegro, S., Villeneuve, J., Cattini, C., Bartocci, J., Lacayo, M., y Cruz, A., 1999. Chlorinated hydrocarbons in coastal lagoons of the pacific coast of Nicaragua. *Arch Environ Contamination Toxicol* 36, 132-139
- Cavanagh, J., Burns, K., Brunskill, G., Coventry, R., 1999. Organochlorine pesticide residues in soils and sediments of the Hernbert and Burdekin river regions, North Queensland-Implications for contamination of the Great Barrier Reef. *Mar Pollu Bull* 39, 367-375.
- Chang, S., Doong, R., 2006. Concentration and fate of persistent organochlorine pesticides in estuarine sediments using headspace solid-phase microextraction. *Chemosphere* 62, 1869-1878.
- Concha, E., Turnes, M., Muniategui, S., López, P., Prada, D., Fernández, E., 2006. Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64, 588-595.
- Cools, N. y Mikkelsen, J., 2007. Guidelines for preparing soil samples for the central laboratory. Forest Soil Co-ordinating Centre. 1-4.
- Cortés, M., 1998. Caracterización y evaluación ambiental de micro-contaminantes orgánicos en los sedimentos de la Bahía de Santander. Tesis Doctoral Universidad de Cantabria. España.
- Covaci, A., Gheorghe, A., Voorspoels, S., Maervoet, J., Steen, E., Blust, R., Schepens, P., 2005. Polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediment cores from the Western Scheldt river (Belgium): analytical aspects and depth profiles. *Environ International* 31, 367-375.

- Das, B., Das P., 2004. Organochlorine pesticide residues in water, sediment and muscle of river Sahd, Hilsa ilisha (Hamilton 1822) from the South Patches of the Bay of Sengal. *Bull Environ Contam Toxicol* 72, 496-503.
- Day, J., Hall, A., Kemp, M., Yañez, A., 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- De la Presa, J., 2005. Características fisicoquímicas del suelo en áreas de manglar impactadas por dragados y sujetas a restauración, en Laguna de Chantuto y Barra Zacapulco, Municipio de Mapastepec, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Tapachula. México.
- Del Grande, M., Oliveira, M., Rocha, O. 2003. Distribution of organochlorine compounds in water and sediments from Piracicaba river basin/SP Brazil. *Quim. Nova* 26, 678-686.
- Delistraty, D., y Yokel, J., 2007. Chemical and ecotoxicological characterization of Columbia River sediments below the Hanford site (USA). *Ecotoxicol Environ Safety* 66, 16-28
- De Mora, S., Villeneuve, P., Sheikholeslami, R., Cattini, C., y Tolosa, I. 2004. Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48, 30-43
- Diamond, M., Bhavsar, S., Helm, P., Stern, G., Alae, M., 2005. Fate of organochlorine contaminants in arctic and subarctic lakes estimated by mass balance modelling. *Sci Total Environ* 342, 245-259.
- Díaz, S., Pérez, M., Aguirre, A., 2003. Characterization of fish assemblages in a tropical coastal lagoon in the north west Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 29, 631-644.
- Díaz, S., Cano, E., Aguirre, A., Ortega, R., 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 52, 187-199.
- Ding, H., Li, G., Xu, M., Sun, C., Shao, L., y Shen, R., 2007. Determination of persistent organochlorine pesticides from Dagu drainage river. *Tianjin Daxue Xuebao (Ziran Kexue yu Gongcheng Jishu Ban)/Journal of Tianjin University Science and Technology* 40, 671-676.
- Doong, A., Peng, K., Sun, C., Liao, L., 2002. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan. *Marr Pollu Bull* 45, 246-253.
- Durand, C., Ruban V., Legret M., 2004. Physicochemical characterization of sediment from two retention/filtration ponds: Wissous (Urban) and Ronchin (Road). *Buññ Des Laboratories Des Pont Et Chaussees* 119-134.
- Environmental Protection Agency Method 3620. Florisil Cleanup www.epa.gov/sw-846/pdfs/3620b.pdf

- Environmental Protection Agency Method 3546 Microwave Extraction www.epa.gov/sw-846/pdfs/3546.pdf
- Environmental Protection Agency Method 3660 Sulfur Cleanup. <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3660b.pdf>
- Environmental Protection Agency Method 8081. Organochlorine pesticides by gas chromatography www.epa.gov/sw-846/pdfs/8081a.pdf
- Epstein, P., 1999. Climate and health. *Science* 285, 347-348.
- Fernández, M., Alonso, C., González, M., Hernández, L., 1999. Occurrence of organochlorine insecticides, PCBs, and PCB congeners in waters and sediments of the Ebro river (Spain). *Chemosphere* 38, 33-43.
- Fung, C., Zheng, G., Connell, D., Zhang, X., Wong, H., Giesy, J., Fang, Z., Lam, P., 2005. Risks posed by trace organic contaminants in coastal sediment in the Pearls River Delta, China. *Mar Poll Bull* 50, 1036-1049.
- Grabe, S., Barron, J., 2004. Sediment contamination, by habitat, in the Tampa Bay estuarine system (1993-1999): PAHs, pesticides and PCBs. *Environ. Monitoring and Assessment* 91, 105-144.
- Harrison, N., Gangaiya, P., Morrison, R., 1996. Organochlorines in the coastal marine environment of Vanuatu and Tonga. *Mar Poll Bull* 32, 575-579.
- Haynes, D., leeder, J., Oswald, L., Reinfelds, I. 1996. Sediment pollutants from a river meander reinstatement site: concentrations and management implications. *Research & management* 12, 585-595.
- Hernández, H., Tovilla, C., Malo, E., Bello, R., 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Mar Poll Bull* 48, 1130-1141.
- Hung, N., Binh T., Iwata, H., Kajiwara, N., Kunisue, T., Takahashi, S., Hung, P., Cach, B., Tanabe S., 2007. Persistent Organic Pollutants in Sediments from Sai Gon-Dong Nai River Basin, Vietnam: Levels and Temporal Trends. *Arch Environ Contam Toxicol* 52, 458-465.
- INE, 2004. Instituto Nacional de Estadística. Censos de Población y Viviendas, México.
- INE, 2005. Instituto Nacional de Estadística. España.
- ISO 5667-19, 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19. Guía para el muestreo de sedimentos marinos
- ISO 10694:1995. Soil quality. Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO 11277:199. Soil quality - Determination of particle size distribution in mineral soil material - Method by sieving and sedimentation.
- ISO 11464:1994. Soil quality -- Pretreatment of samples for physico-chemical analyses.

- Jensen, V., y Jebjerg, K., 2004. Desk study on dry and loss on ignition. *Horizontal* 17, 1.
- Kalantari, M., Ebadi, A., Study and measurement of some persistent organochlorine residues in sediments from the two great rivers (Taja and Neka) of Mazan daran province (Iran). *J. Applied Sci.* 6, 1028-1032.
- Lara, P., Gómez, A., Petrovic, M., Barceló, D., y González, E., 2005. Distribution of organic pollutants in coastal sediments of Cádiz Bay (SW Spain). *Ciencias Marinas* 31, 203-212
- Lebeuf, M. y Nunes, T. 2005. PCBs and OCPs in Sediment Cores from the Lower St. Lawrence Estuary, Canadá: Evidence of Fluvial Inputs and Time Lag in Delivery to Coring Sites. *Environ Sci Technol* 39, 1470-1478.
- Leonard, A., Hyne, R., Lium, R., Leigh, K., Le, J., Beckett, R. 2001. Fate and toxicity of endosulfán in Naomi river water and bottom sediment. *J. Environ Qual* 30, 750-759.
- Li, L., Li, G., Yang, F., Gao, H., Gong, Y., Zhu, C., y Lian, J., 2007. Vertical distribution characteristics of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediment core from lake Nansihu. *Huanjing Kexue/Environ Sc* 28, 1590-1594
- Loa, L., 1993. Los manglares de México: Sinopsis general para su manejo. In D. Suman (ed). *El Ecosistema del manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. USA. 144-151.
- Lopez, V., Young R., Benedicto, J., 1995. Extraction of organic pollutants from solid samples using microwave energy. *Analytical Chemistry* 67, 2096-2102.
- Maskaoui, K., Zhou, J., Zheng, T., Hong, H., Yu, Z., 2005. Organochlorine micropollutants in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China. *Mar Pollu Bull* 51, 950-959.
- Matthai, C., Birch, G. 2000. Trace metals and organochlorines in sediments near a major ocean outfall on a high energy continental margin (Sydney, Australia). *Environ Poll* 110, 411-423.
- McCready, S., Birch, G., Long, E., 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity. A chemical dataset for evaluating sediment quality guidelines. *Environ International* 32, 455-465.
- Menone, M., Miglioranza, K., Botto, F., Iribarne, O., Qizpun, J., Moreno, V., 2006. Field accumulative behavior of organochlorine pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Mar Poll Bull* 52, 1717-1724.
- Minh, H., Minh, B., Iwata, H., Kajiwara, N., Kunisue, T., Takahashi, S., Viet, H., Tuyen, C., y Tanabe, S., 2007. Persistent organic pollutants in sediments from Sai Gon-Dong Nai River basin, Vietnam: Levels and temporal trends. *Arch Environ Contamination and Toxicol* 52, 458-465

- Morales, B., 2007. Estructura de la vegetación del manglar y algunos aspectos socioeconómicos de cuatro comunidades humanas costeras de Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México.
- Navarro, A., Tauler, R., Lacorte, S., y Barceló, D., 2006. Chemometrical investigation of the presence and distribution of organochlorine and polyaromatic compounds in sediments of the Ebro River Basin. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 385, 1020-1030
- Ntow, W., 2005. Pesticida residues in Volta lake, Ghana. *Lakes & Reservoirs: Research and management* 10, 243-248.
- OSPAR Commission Convention. 2006. <http://www.ospar.org>
- Paré, J., Bélanger J., Lesnik B., 2001. Final evaluation of US EPA method 3546: Microwave extraction, a microwave assisted process (MAP) method for the extraction of contaminants under closed-vessel conditions. *Soil and Sediment Contamination* 10, 375-386.
- Pazou, A., Boko, M., van Gestel, M., Ahissou, H., Lalèyè, P., Akpona, S., van Hattum, B., Swart, K., y van Straalen, M., 2006. Organochlorine and organophosphorous pesticide residues in the Ouémé River catchment in the Republic of Bénin. *Environment International* 32, 616-623
- Peris, E., Requena, S., De la Guardia, M., Pastor, A., Carrasco M., 2005. Organochlorine pesticides in sediments from the Lake Albufera of Valencia (Spain). *Chemosphere* 60, 1542-1549.
- Pierzo, V., Pierrot, E., Le B., Roussel, S., Simonart, T., 2004. Desk study feasibility of horizontal standards for the enumeration of viable helminth ova in sludge, soil treated biowastes. *Horizontal*, 23.
- Pikkarainen A. L., 2007. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic Sea sediments and bivalves. *Chemosphere* 68, 17-24.
- Prats D., Ruiz F., Zarzo D., 1992. Polychlorine biphenyls and organochlorine pesticides in marine sediments and seawater along the coast of Alicante, Spain. *Mar Poll Bull* 24, 441-446.
- Quarto A., 1999. The mangrove forest. *Mangrove Forest Ecology*. Working paper, Mangrove Action Project, USA. 1-12
- Rajendran, B., Imagawa, T., Tao, H., Ramesh, R., 2005. Distribution of PCBs, HCHs and DDTs, and their ecotoxicological implications in Bay of Bengal, India. *Environment International* 31 (4), pp. 503-512
- Rand G., Carriger J., Lee T., Pfeoffer R., 2004. Sediment toxicity in the St. Lucie river watershed and everglades agricultural area. *Ecotoxicology* 13, 261-274.
- Rhodes, L., 2002. Microwave-assisted extraction using US EPA Method 3546. *LC-GC North America* 20, 23.

- Rueda, L., 1997. Evaluación de plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos de los ecosistemas Lagunares Chantuto-Panzacola y carretas-Pereyra, Chiapas, México. Tesis de Maestría Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ruey, A., Chin, K., Yuh, C., y Pei, L., 2002. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan. *Mar Poll Bull* 45 246-253.
- Salas, Rita. 20005. Estructura forestal del manglar en la reserva de la biosfera “la Encrucijada”, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, México.
- Sarkar, A., Nagarajan, R., Chaphadkar, S., Pal, S., y Singbal, S., 1997. Contamination of organochlorine pesticides in sediments from the Arabian Sea along the west coast of India. *Water Research* 31, 195-200
- Sheikh, A., Tsuha, K., Wang, X., Sawano, K., Imo, T., y Oomori, T., 2007. Spatial and seasonal behaviour of organotin compounds in protected subtropical estuarine ecosystems in Okinawa, Japan. *International J Environ Analytical Chemistry* 87, 847-861
- Skrbic, B., Cvejanov, J., Durisic, N., 2007. Organochlorine pesticides and polychlorinated byphenyls in surface soils of Novi Sad and bank sediment of the Danubio River. *J Environ. Sci. Health. - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 42, 311-319.
- Soberón, C., Yáñez, A., Sánchez, G., Day, J., Deegan, L., 1986. Relationships between physical/biological characteristics and fishery recruitment in tropical coastal ecosystems. 53- 72. In Yáñez, A., y Pauly, D., (eds.). *Recruitment processes in tropical coastal demersal communities*. 44, 1-323.
- Souza E., Reis E., Machado J., Malm O., 2005. Persistent organic pollutants in two reservoirs along the Paraíba do Sul-Guandu river system, Río de Janeiro, Brasil. *Quim. Nova* 28, 941-946.
- Suman, D., 1994. Situación de los manglares en América Latina y la cuenca del Caribe. In: D. Suman (ed) *El Ecosistema del manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. USA. 1-6.
- Sun, H., Wang, L., Zhang, G., Li, J., Chai, Y., Wang, Z., y Duan, P., 2007. Distribution of organochlorine pesticides in surface sediments from the middle and lower reaches of the Yellow River. *Huanjing Kexue/Environ Sc* 28, 1332-1337.
- Tao S., Li, B., he, X., Liu W., Shi, Z., 2007. Saptial and temporal variations and possible sources of dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its metabolites in rivers in Tianjin, China. *Chemosphere* 68, 10-16.
- Tovilla, C., 1998. Ecología de los bosques de manglar y algunos aspectos socioeconómicos de la zona costera de Barra de Tecoaapa, Guerrero, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de México.

- Tovilla, C. 2003. Efecto de la deforestación, uso del agua y sobreexplotación pesquera de una Laguna; 25 años de desastrosos y remedios: La restauración del manglar, un proyecto para la gente. SIA. El Colegio de la Frontera Sur, México.
- UNE 77303:1997. Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras para análisis físico-químico.
- UNE 12880:2001 Caracterización de lodos. Determinación de la humedad y del contenido en materia seca.
- UNE 12879:2001. Caracterización de lodos. Determinación de pérdida de peso por calcinación de la materia seca.
- Viguri, J., Verde, J., Irabien, A., 2002. Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere* 48, 157-165.
- Wan M., Kuo J., Pasternak J., 2005. Residues of Endosulfán and Other Selected Organochlorine pesticides in farm areas of the lower Fraser Valley, British Columbia, Canadá. *J Environ Quality* 34, 1186-1193.
- Wandiga, O., Yugi, O., Barasa, W., Jumba, O., Lalah, O., 2002. The distribution of organochlorine pesticides in marine samples along the Indian ocean coast of Kenya. *Environ Technology* 23, 1235-1246
- Westbom, R., Josefsson, S., Mathiasson, L., Björklund, E., 2007. Determining PCB desorption behaviour on sediments with SFE and investigating the dependency of selective fractions on sediment characteristics. *International J Environ Chemistry* 87, 259-274.
- Wilken, M., Walkow, F., Jager, E., y Zeschmar, B., 1994. Flooding area and sediment contamination of the river Mulde (Germany) with PCDD/F and other organic pollutants. *Chemosphere* 29, 2237-2252
- Yang R., Lv, A., Shi, J., Jiang, G., 2005. The levels and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from the Haihe River, China. *Chemosphere* 61, 347-354.
- Yang, R., Jiang G., Zhou, Q., Yuan C., Shi J., 2005. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (HCH and DDT) in sediments collected from East China. *Environ International* 31, 799-804.
- Yehouenou E., Boko M., VanGestel C., Ahissou H., Laleye P., Akpona S., VanHattum B., Swart K., VanStraalen N., 2006. Organochlorine and organophosphorus pesticide residues in the Oueme river catchment in the Republic of Benin. *Environ International* 32, 616-623.
- Yun K., Heesoo E., Takao K., Hidesi F., 2007. Vertical distributions of persistent organic pollutants (POPs) caused from organochlorine pesticides in a sediment core taken from Ariake bay, Japan. *Chemosphere* 67, 456-463.

- Zhang, Z., Hong, H., Zhou, J., Huang J., Yu, G., 2003. Fate and assement of persistent organic pollutants in water an d sediment from Minjiang river estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52, 1423-1430.
- Zhao G., Xu Y., Han G., ling B., 2006. Biotransfer of persistent organic pollutants from a large site in China used for the disassembly of electronic and electrical waste. *Environ Geochemistry and Health* 28, 341-351.
- Zhou, R., Zhu, L., Yang, K., y Chen, Y., 2006. Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Qiantang River, East China. *Journal of Hazardous Materials* 137, 68-75