

An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín	24	79 - 94	Santa Marta-Colombia, 1995	ISSN 0120-3959
------------------------------------	----	---------	----------------------------	----------------

ANALISIS DE RESIDUOS DE ORGANOCOLORADOS EN LOS SEDIMENTOS DE ZONAS DE MANGLAR EN LA CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA Y LA BAHIA DE CHENGUE, CARIBE COLOMBIANO

Luisa Fernanda Espinosa, Gustavo Ramírez, Néstor Hernando Campos

RESUMEN

En los sedimentos superficiales aledaños al manglar, de cuatro estaciones dentro de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una estación en la Bahía de Chengue, se analizaron las concentraciones de seis residuos de plaguicidas organoclorados (lindano, heptacloro, aldrin, pp'DDE, pp'DDD y pp'DDT), mediante la técnica de cromatografía gas-líquido. Se realizaron muestreos trimestrales entre marzo y diciembre de 1993, tratando de abarcar las principales épocas climáticas de la región (seca, lluviosa menor, seca menor y lluviosa mayor). Mediante análisis de varianza multifactorial se encontraron diferencias significativas solamente en las concentraciones de lindano, heptacloro y pp'DDE, entre las diferentes épocas climática; los otros tres compuestos (aldrin, pp'DDD y pp'DDT) no mostraron diferencias significativas en ninguno de los factores de variación. Las mayores concentraciones de lindano se presentan en la época seca y las de heptacloro y pp'DDE en la lluviosa mayor. Las concentraciones de estos compuestos fueron cotejadas con la salinidad del agua y con el porcentaje de materia orgánica del sedimento y mediante análisis de correlación canónica se logró establecer que solo el pp'DDT está en relación inversa con la materia orgánica del sedimento.

ABSTRACT

Concentrations of six organochlorine pesticide residues (lindane, heptachlor, aldrin, pp'DDE, pp'DDD y pp'DDT) were analyzed in surface mangrove sediments at four sites at Ciénaga Grande de Santa Marta and in one site in Bahía de Chengue, Colombian Caribbean. Analyses were carried out by gas-liquid chromatography. Samples were taken between March and December 1993, corresponding to four climatic seasons (dry, minor rainy, minor dry and major rainy). Significant differences in lindane, heptachlor and pp'DDE concentrations among seasons were determined by multifactorial analysis of variance; the other three compounds (aldrin, pp'DDD and pp'DDT) did not show significant differences for any of the likely sources of variation. Highest concentrations of lindane were in dry season and those of heptachlor and pp'DDE were in rainy season. A canonical correlation was run between the groups formed with organochlorine

concentrations and water salinity plus relative organic matter content. The correlation coefficients indicate that only pp'DDT presented a inverse correlation with the percentage of organic matter.

INTRODUCCION

Los plaguicidas organoclorados son sustancias orgánicas cloradas con diferente grado de toxicidad. Estos compuestos están considerados entre los mayores contaminantes de los ecosistemas, por su mínima biodegradabilidad y su capacidad de afectar a todos los grupos taxonómicos de la biota, incluyendo a organismos diferentes para los cuales son aplicados (Stoker y Seagan, 1981; Connell y Miller, 1984; Beyer y Krysitsky, 1989, Wesén *et al.*, 1990; Olisake, 1991).

Los organoclorados tienen baja solubilidad en agua, pero alta liposolubilidad (Córdoba, 1991), razón por la cual generalmente se encuentran en los depósitos grasos tanto de animales como de vegetales (Glynn *et al.*, 1995). En el suelo y en aguas aparecen adheridos a partículas orgánicas (Stoker y Seagan, 1981; Connell y Miller, 1984).

Estos compuestos se amplifican en las cadenas tróficas, se biomagnifican (Berg *et al.*, 1992) comenzando por organismos unicelulares que los toman del agua; ellos son consumidos por otros organismos que a su vez los pueden tomar del sedimento y de esta forma pasan a los niveles mayores de la cadena trófica, convirtiéndose en tóxicos para los organismos de los últimos niveles (Addison, 1976). Las plantas también pueden acumular residuos de organoclorados, tomándolos desde el suelo o por vía aérea, produciendo en ellas daños fisiológicos, como reducción en la reacción fotoquímica de la fotosíntesis (Barbera, 1976). Además pueden ser translocados a las partes aéreas de las plantas y de allí pasar a la red alimentaria (Edwards, 1976).

El ecosistema laguno-estuarino Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), está localizado en el Caribe Colombiano, en el Departamento del Magdalena. Sus coordenadas geográficas van desde los 10° 11', hasta los 11° 00' de latitud norte y desde los 74° 15' hasta los 74° 30' de longitud oeste (IGAC, 1973). Este ecosistema es considerado una trampa de sustancias orgánicas (organoclorados, metales pesados, etc.) que pueden ingresar por diferentes afluentes continentales (Río Magdalena y ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta-SNSM), los cuales han recorrido zonas agrícolas, donde se aplican plaguicidas de diversos tipos (Plata *et al.*, 1993). También pueden llegar al sistema costero por vía atmosférica, considerando que la zona agrícola aledaña es fumigada intensivamente por vía aérea (PROCIENAGA, 1993). Estudios realizados por Estrada (1988), sobre el contenido de residuos de organoclorados en peces y ostras, por Ramírez (1988) sobre las concentraciones de organoclorados en sedimentos de la CGSM y por Plata *et al.* (1993), quien determinó la dinámica de los organoclorados en las cadenas tróficas de la CGSM, han

demostrado que en este sistema hay descarga de tales compuestos y son acumulados por organismos de importancia económica (peces y ostras).

En este trabajo, se midió la concentración de plaguicidas organoclorados en sedimentos superficiales aledaños al manglar, de cuatro estaciones en la CGSM. Los resultados se compararon con los encontrados en la Bahía de Chengue, un ecosistema costero con un nivel de impacto ambiental menor, para determinar los niveles de contaminación por estos tóxicos.

METODOLOGIA

En cuatro estaciones de la CGSM, Rincón del Jagüey, Caño Clarín, Caño Grande y Río Sevilla (Fig. 1 a) y en la entrada de la laguna sur de la Bahía de Chengue (Fig. 1 b), se realizaron muestreos en marzo, junio, septiembre y diciembre de 1993. En cada estación y para cada época climática se tomó una muestra de sedimento superficial con una draga “van Veen”; simultáneamente se midió la salinidad del agua.

Las muestras de sedimento se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante, se maceraron y tamizaron en cribas de 500 y 60 mm; de la fracción < 500 mm se hicieron 3 réplicas, que se promediaron para obtener un valor único de concentración; de la fracción < 60 mm una réplica. Además se tomó una fracción sin tamizar a la cual se le determinó el contenido de materia orgánica, por el método de calcinación a 550 °C (Dean, en Paez-Osuna *et al.*, 1984).

La determinación de los compuestos organoclorados en las muestras de sedimento colectadas, se realizó en el laboratorio de cromatografía de gases del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR de Santa Marta - Colombia. Se siguió básicamente la fracción 1 de la técnica de cromatografía gas-líquido recomendada por UNEP/IAEA (1982).

Los sedimentos se colocaron en un extractor Soxhlet y se sometieron a refluo con una mezcla de hexano-acetona (1:1) durante ocho horas. Los extractos obtenidos se purificaron mediante percolación en columnas de Florisil (Merk) y adicionalmente con H₂SO₄ concentrado, con el fin de eliminar lípidos y otras sustancias polares.

Las determinaciones se hicieron en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Sigma 300 con detector de captura electrónica y con fuente radioactiva de Ni⁶³. Se utilizó una columna de vidrio empacada de 6 pies, con OV-100 (3%) como fase estacionaria sobre Chromosorb W-HP (100/120 mesh); como gas de arrastre se utilizó nitrógeno puro. El límite de detección del cromatógrafo es 10⁻¹²g (1pg). El cromatógrafo operó bajo las siguientes condiciones: temperatura del inyector: 220°C; temperatura de la columna: 185°C; temperatura del detector: 230°C; atenuación:

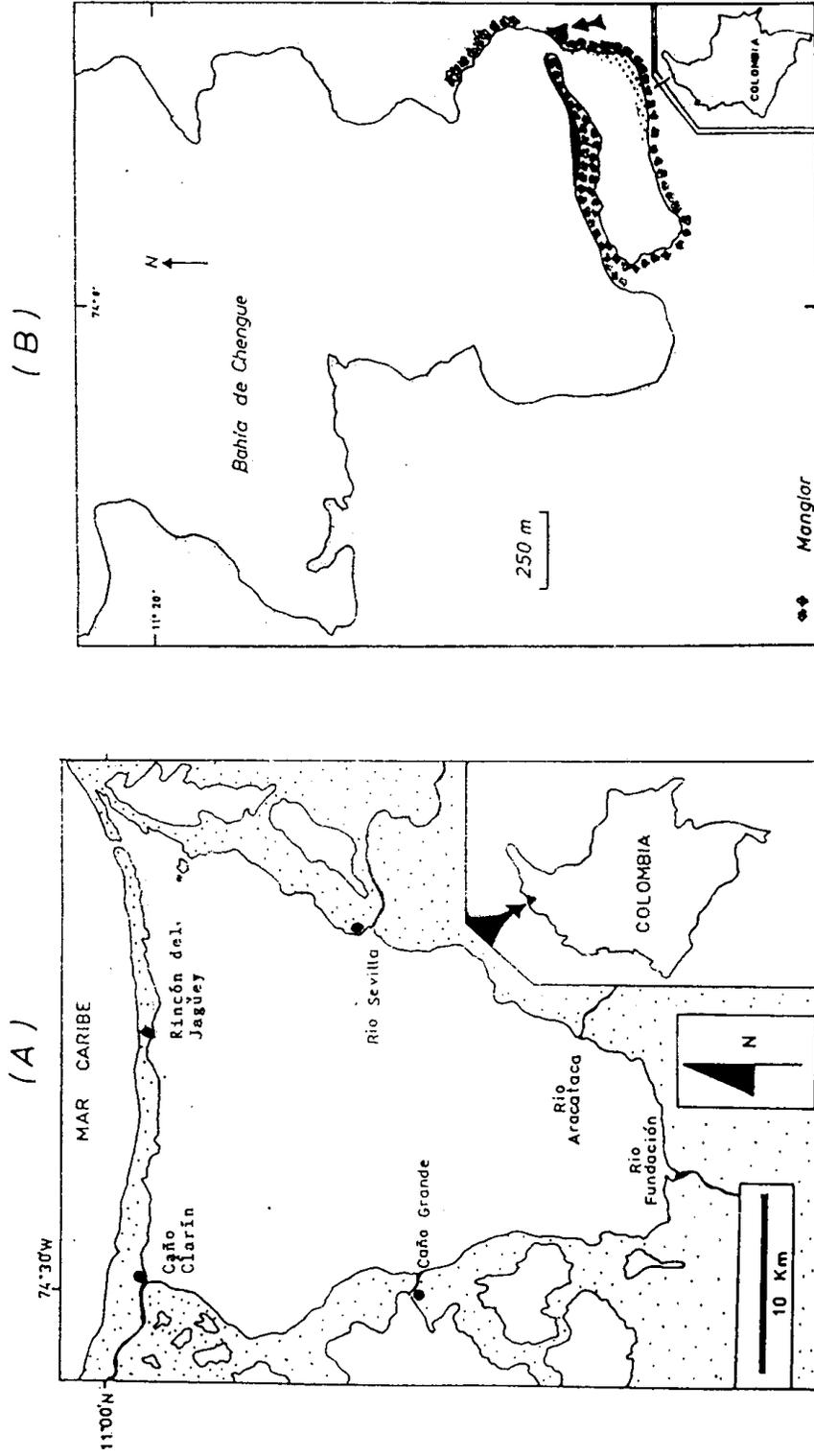


Figura 1. Mapas donde se ubican las estaciones de muestreo. a. CGSM, b. Bahía de Chengue.

16: flujo del gas de arrastre: 55 ml/min.

La identificación y cuantificación de los organoclorados se hizo mediante comparación cromatográfica con una mezcla de compuestos puros (lindano, heptacloro, aldrin, dieldrin, pp'DDD y pp'DDT. Fig 2). Para determinar el porcentaje de recuperación del método analítico, la mezcla patrón se sometió a los mismos procesos de purificación y extracción empleados con las muestras, obteniéndose valores entre 92.94 y 97.5%, excepto para el dieldrin, del cual solo se obtuvo una recuperación del 1.73%, debido a que este compuesto es degradado por acción del H_2SO_4 . En este trabajo no se dispuso del patrón de pp'DDE. Sin embargo, como fue necesario purificar todos los extractos con H_2SO_4 y teniendo en cuenta que el

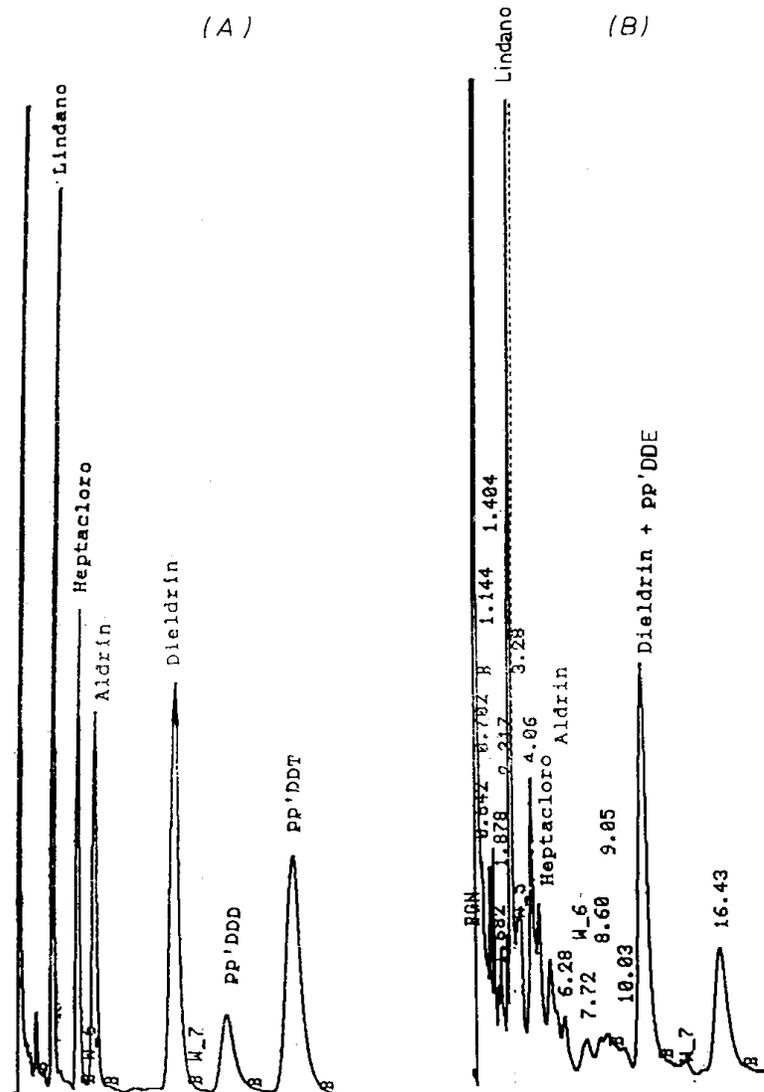


Figura 2. Comparación entre un cromatograma del patrón (a) y los cromatogramas de cada una de las muestras (B), para la identificación y cuantificación de cada uno de los compuestos.

dieldrin es degradado por el ácido, al realizar las corridas cromatográficas de las muestras, se observó que en el tiempo de retención correspondiente al del dieldrin, aparecía un pico que obviamente no podía corresponder a éste compuesto. De acuerdo con los trabajos previos de Plata (1990) y Gómez (1993), además de las menciones de Greenberg *et al.* (1992) y Supelco (1985), sobre la dificultad de resolver el dieldrin del pp'DDE mediante columnas empacadas; en nuestro estudio asumimos que todo lo que aparece en este pico cromatográfico, con alta probabilidad es pp'DDE.

Los resultados se sometieron a análisis de varianza a tres vías, sin réplicas, utilizando la época climática como un factor aleatorio. Para la realización de estos análisis de varianza, fue necesario hacer algunas correcciones manuales de los valores de "F" en la tabla de ANOVA, producido por el programa estadístico, ya que el paquete considera todos los factores fijos, pero en este caso el factor época es aleatorio. Además fue necesario transformar la variable concentración, mediante $\log(\text{concentración} + 1)$, para homogenizar la varianza de los datos. Finalmente la validez de los supuestos se consideró mediante los test de Bartlett y Kolmogorov-Smirnov (Sokal y Rohlf, 1976). Adicionalmente se hicieron análisis de correlación canónica entre las concentraciones de cada organoclorado con la salinidad del agua y el contenido de materia orgánica del sedimento.

RESULTADOS Y DISCUSION

La importancia del análisis del contenido de materia orgánica en el sedimento se debe a que conjuntamente con las arcillas forman un material adsorbente, con gran capacidad de retención de agua, nutrientes y otros elementos (Burnside, 1974; Clough *et al.*, 1983; Margalef, 1986, Bubb y Lester, 1994), siendo así uno de los factores más relevantes en el proceso de adsorción de los residuos de plaguicidas (Burnside, 1974), lo que determina en gran medida la concentración de los residuos de éstos en el sedimento (Wood *et al.*, 1987).

En la figura 3, se muestran las fluctuaciones del contenido de materia orgánica durante los cuatro períodos climáticos, expresados como porcentaje en peso seco de sedimento. En general y para los cuatro muestreos, los mayores contenidos se detectaron en la estación R. Sevilla, seguida de C. Clarín y C. Grande. En el R. Jagüey y en la B. Chengue el contenido de materia orgánica fue muy bajo. En estas localidades tal comportamiento puede explicarse por la fuerte influencia marina que tiene este sector, si se consideran los bajos contenidos de materia orgánica en el mar (Margalef, 1986).

En la CGSM las variaciones del contenido de materia orgánica probablemente corresponden a los cambios en el régimen de lluvias (Wiedemann,

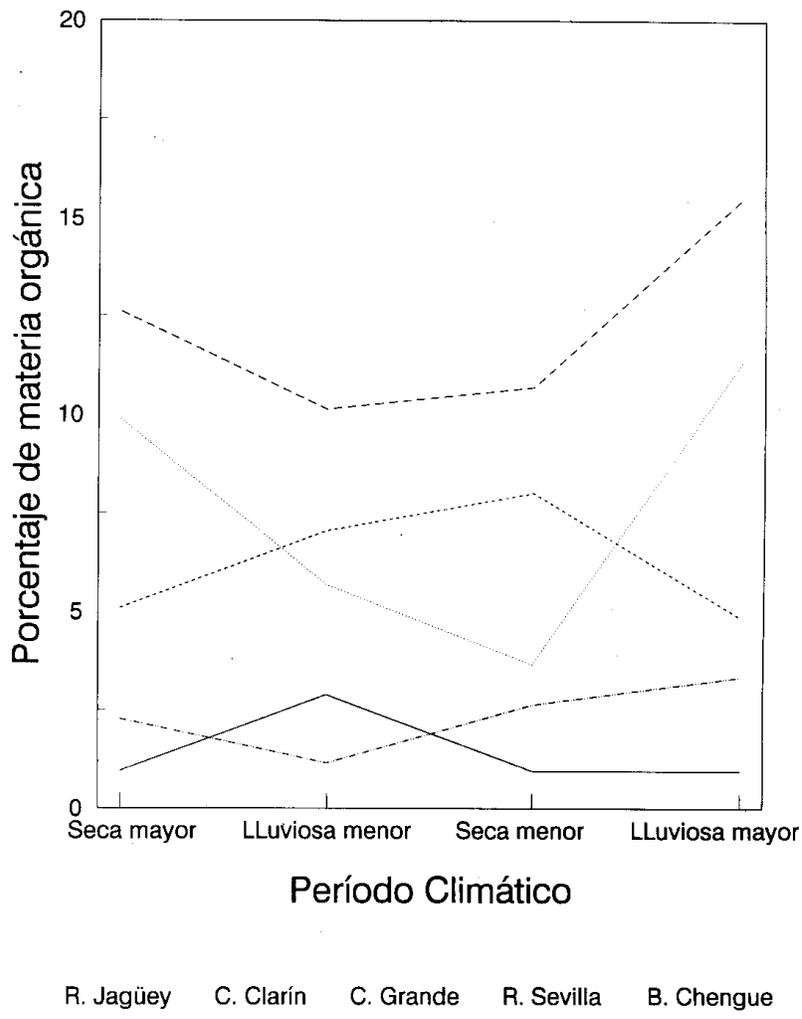


Figura 3. Porcentaje de materia orgánica en las cinco estaciones de muestreo, para las cuatro épocas climáticas.

1973). Estudios realizados en los estuarios “Choptank River” y “Gionda”, demostraron que en meses de fuerte precipitación gran parte de la materia orgánica es resuspendida desde el sedimento por acción de la fuerte velocidad de la corriente, siendo así transportada al interior de las ciénagas y al mar (Ward y Twilley, 1986; Uncles, *et al.*, 1988). Un comportamiento semejante puede ocurrir en R. Sevilla, donde fluye agua dulce proveniente de la SNSM y la materia orgánica puede ser resuspendida y transportada hacia otros sectores de la laguna; esto explicaría el descenso que se presenta en el contenido de materia orgánica en la época de lluvias (Fig. 3). Por su parte C. Clarín y R. Jagüey reciben en ese momento aportes de materia orgánica en suspensión, proveniente de otros sectores. Cuando las

lluvias disminuyen, el flujo de agua continental disminuye y la materia orgánica que se encuentra suspendida en la columna de agua puede depositarse de nuevo en el sedimento.

La tabla 1 muestra la distribución cualitativa de los residuos de organoclorados en los sedimentos de las estaciones de muestreo. En todas las estaciones se detectó lindano, heptacloro y pp'DDE, y con menor frecuencia aldrin, pp'DDD y pp'DDT. El pp'DDT se presentó sólo en C. Grande y R. Sevilla y no se encontró en la Bahía de Chengue; mientras que el pp'DDD se registró en C. Clarín y C. Grande así como en la Bahía de Chengue. Estos resultados, así como los reportados por otros autores, demuestran la persistencia crónica de los compuestos organoclorados que se aplicaron en otras épocas, o su arribo continuo al sistema, bien por vía aérea o acuática, desde zonas agrícolas diferentes a la circunvecina a la CGSM. De acuerdo con la información oficial del ICA, regional Santa Marta (com. pers.), en las zonas agrícolas del departamento del Magdalena, la aplicación actual de agroquímicos organoclorados está principalmente limitada a los compuestos Tordon y Toxafeno.

Tabla 1. Distribución cualitativa de organoclorados en los sedimentos de cuatro estaciones en la CGSM y una estación en la Bahía de Chengue

Estación	lindano	Heptacloro	aldrin	pp'DDE	pp'DDD	pp'DDT
R.Jagüey	X	X	X	X		
C.Clarín	X	X		X	X	
C.Grande	X	X	X	X	X	X
R.Sevilla	X	X	X	X		X
Chengue	X	X	X	X	X	

En la figura 4, se observa que en las dos fracciones de sedimento, las mayores concentraciones corresponden a heptacloro, lindano y aldrin y las menores a los DDTs (pp'DDE, pp'DDD y pp'DDT). Diversos estudios han demostrado que los residuos de plaguicidas organoclorados pueden ser adsorbidos sobre los sedimentos, principalmente cuando los contenidos de ácidos húmicos y de arcilla son muy altos (Burnside, 1974; Letey y Farmer, 1974; Clough, *et al.*, 1983). Además, en el agua estos compuestos pueden estar en forma soluble y adsorbidos en el material particulado siendo de esta forma biodisponibles para los organismos estuarinos (Livingston, 1976; Uncles *et al.*, 1988). En la CGSM la alta asociación de los plaguicidas con la materia orgánica particulada en el agua (Plata, 1993), probablemente con ácidos húmicos y flúvicos, podría explicar su baja tasa de deposición en los sedimentos estuáricos, como se ha mencionado para ecosistemas estuarinos similares (Livingston, 1976).

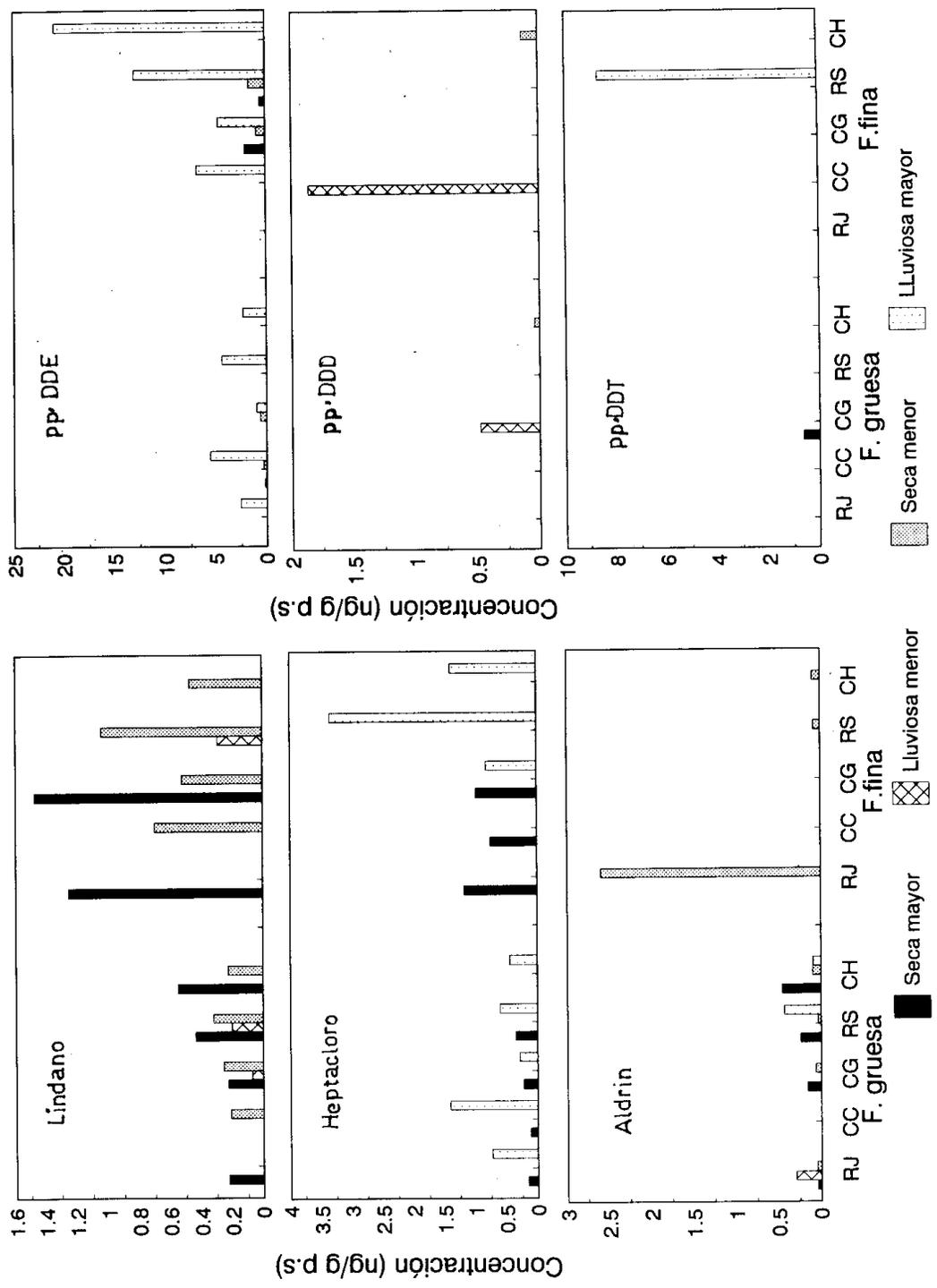


Figura 4. Concentración de organoclorados en las dos fracciones de sedimento (<math><500 \mu\text{m}</math> y <math><63 \mu\text{m}</math>), en las cinco estaciones de muestreo, para las cuatro épocas climáticas.

El lindano presentó el valor más bajo en la fracción gruesa de Caño Grande en la época lluviosa (0.07 ng.g^{-1}) y el mayor en la fracción fina de la misma estación en la época seca (1.47 ng.g^{-1}). De acuerdo con los análisis de varianza, las diferencias entre las épocas de muestreo son muy significativas ($\alpha < 0.05$). En la época seca se presentan las mayores concentraciones. Se observan las mayores diferencias entre ésta y las otras tres épocas, las cuales no muestran diferencias significativas entre sí. Se ha demostrado que cuando aumenta el flujo de agua continental, se produce un aumento en la erosión del sedimento estuarino, el arrastre de partículas puede producir la resuspensión de los organoclorados adheridos a ellas y de esta forma pueden ser exportados hacia la zona costera, o ser mantenidos en suspensión por un período largo de tiempo (Burnside, 1974; Mc Dowell *et al.*, 1981; Clough, *et al.*, 1983; Cooper, *et al.*, 1987; Uncles, *et al.*, 1988). Lo anterior explicaría las diferencias en los niveles de lindano a través de las cuatro épocas climáticas. En la época seca, el flujo de agua dulce es mínimo y la entrada de materia orgánica disuelta es menor, por lo cual el lindano permanece mayormente en el sedimento, además de que hay poco transporte del mismo por acción del agua. Contrariamente, en la época lluviosa las concentraciones de lindano son menores debido a la resuspensión.

El heptacloro presentó en la época seca, la concentración más baja en la fracción gruesa de sedimentos de Caño Clarín (0.12 ng.g^{-1}) y la más alta en la fracción fina de Río Sevilla en la época lluviosa mayor (3.35 ng.g^{-1}). Como en el caso anterior, se encontraron diferencias muy significativas ($\alpha < 0.05$) de las concentraciones durante el ciclo anual. En la época lluviosa mayor se registró la concentración más alta (Fig. 4). Dado que el heptacloro es degradado rápidamente en los sedimentos a su metabolito el heptacloro epóxido (Brown, 1978) y por tanto no permanece mucho tiempo en ellos, en este caso los altos niveles y las diferencias significativas se deben probablemente a que este tóxico se sigue aplicando a pesar de su prohibición y entra al ecosistema en forma particulada en la columna de agua, de allí su mayor concentración en la época lluviosa. El pp'DDE alcanzó concentraciones entre 0.13 ng.g^{-1} en la fracción gruesa del sedimento de Caño Grande en la época seca y 20.81 ng.g^{-1} en la fracción fina de Chengue en la época lluviosa mayor. Los análisis de varianza revelan que existen diferencias muy significativas ($\alpha < 0.05$) en las concentraciones, entre cada una de las épocas.

Aldrin alcanzó concentraciones extremas de 0.04 ng.g^{-1} y 2.6 ng.g^{-1} para la fracción gruesa de Rincón del Jagüey durante la época seca y fracción fina de la misma estación en la época seca menor respectivamente.

En la figura 4 se observa que en casi todas las estaciones y períodos climáticos, para los dos tipos de grano (<500 y <60 μm), no se detectó la presencia de pp'DDD y pp'DDT, salvo ciertas excepciones, pero con concentraciones muy bajas. Solo en R. Sevilla, en la época lluviosa mayor, se encontró una concentración

relativamente alta de pp'DDT (8.7 ng.g^{-1}), comparada con las demás épocas y estaciones de muestreo. Esto puede deberse a la entrada de pp'DDT asociado a partículas orgánicas, que posteriormente se sedimentaron. Se debe resaltar que el R. Sevilla introduce agua proveniente de la SNSM y de la zona bananera, donde el uso de plaguicidas agrícolas se hace sin ningún control (PROCIENAGA, 1993).

El comportamiento general de bajas concentraciones de pp'DDT en el sedimento de todas las estaciones, para las cuatro épocas climáticas se debe probablemente a la restricción de su uso desde la década de los ochenta (RAPAL, 1992).

Las concentraciones de aldrin, pp'DDD y pp'DDT, no presentaron diferencias significativas para ninguna de las fuentes de variación (época, estación, tamaño de grano). El hecho de no encontrarse diferencias significativas en las concentraciones de los plaguicidas analizados entre las estaciones, muestra que aparentemente todo el sistema lagunar está influenciado de forma similar por los aportes de plaguicidas desde los campos agrícolas circunvecinos.

En la figura 5 aparece una serie de compuestos, que no se pudieron identificar y que probablemente corresponden a otros residuos y/o metabolitos de los plaguicidas, dada la gran variedad de agroquímicos que se emplea en la región (PROCIENAGA, 1993). Las concentraciones totales corresponden a la sumatoria de estos compuestos.

Por medio de los análisis de varianza se pudo establecer que las concentraciones de organoclorados en la bahía de Chengue no presentan diferencias significativas con ninguna de las estaciones de muestreo en la CGSM, lo que puede sugerir que la descarga de organoclorados es similar en los dos ecosistemas. Los residuos de organoclorados pueden ser introducidos a esta bahía por medio de un pequeño afluente procedente de la SNSM, donde se utilizan plaguicidas en forma no controlada, o bien por vía atmosférica. Es conocido que la precipitación de estos contaminantes se produce por el arrastre vertical de partículas de polvo por acción de las lluvias o bien por cambios en la dinámica atmosférica (Westlake y Gunther, 1986).

El análisis previo de residuos de organoclorados en sedimentos de cuatro estaciones del presente trabajo (Ramírez, 1988), demuestra que, en general, se mantienen como más frecuentes, lindano, heptacloro y aldrin, mientras que los DDTs son los menos frecuentes. Las concentraciones de estos tóxicos conservan el mismo orden de magnitud (Tab. 2), excepto para heptacloro, que alcanzó valores más altos en 1988 (44 ng.g^{-1}). Lo anterior evidencia en principio, que la acumulación en los sedimentos de la CGSM, aparentemente se ha mantenido constante en los últimos años, debido probablemente a que ha disminuido la descarga de tales compuestos.

Debido a la falta de legislación sobre los valores máximos permisibles de

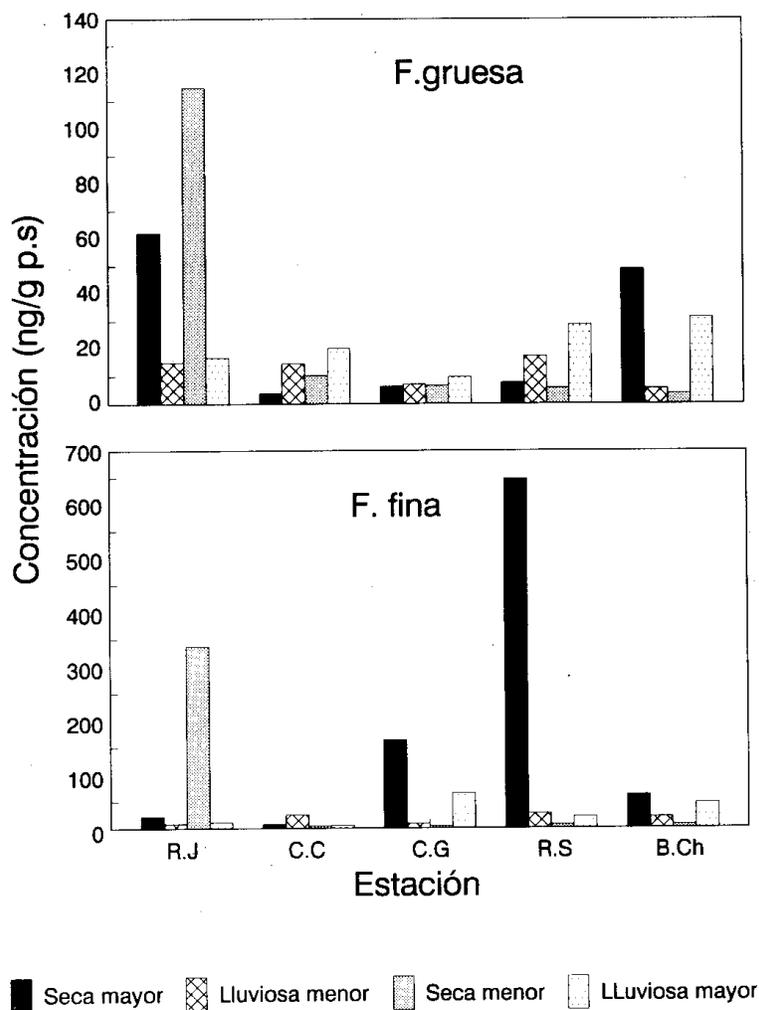


Figura 5. Concentración de indeterminados en las dos fracciones de sedimento (<500 μm y <63 μm), en las cinco estaciones de muestreo, para las cuatro épocas climáticas.

organoclorados en sedimentos costeros, es necesario recurrir a comparaciones con otros ecosistemas, con un diferentes grados de contaminación. En la Tabla 2 se presentan los niveles de organoclorados que se mencionan en otros ambientes costeros tropicales, incluido un ecosistema costero cercano a la CGSM, la Ciénaga de la Virgen (Garay-Tinoco *et al.*, 1994). En esta Ciénaga, el lindano y los DDTs totales, muestran niveles similares a los encontrados en este trabajo, en tanto que el aldrin se encuentra en menor concentración en los sedimentos de la Ciénaga de la Virgen. Se puede concluir que las concentraciones en la CGSM son relativamente bajas si se comparan con la costa este de la India, un ecosistema costero considerado como altamente contaminado (Sarkar y Sen Gupta, 1988); en tanto que los niveles

Tabla 2. Comparación de las concentraciones de organoclorados (ng.g⁻¹ ps) medidos en las estaciones de muestreo de la CGSM y la Bahía de Chengue, con algunas zonas costeras del mundo y con los datos publicados por Ramírez (1988). DDT_t = DDTs totales (pp'DDT + pp'DDD + pp'DDE). ND = no detectados. ps = peso seco.

organoclorado	Costa este de la india ¹	Manukau Harbour ²	Laguna de Términos ³	CGSM (1988) ⁴	Ciénaga de la Virgen ⁵	CGSM (1993)	Bahía de Chengue
lindano	10-210	<0.1-1.4		0.4-44	0.18-1.78	0.07-1.74	0.23-0.54
heptacloro		<0.1-0.6				0.12-3.35	0.45-1.40
aldrin	20-530	ND		0.2-1.1	0.05-0.34	0.04-2.60	0.09-0.45
dieldrin	50-510	0.3-0.5	0.12-0.34	0.2-1.9			
DDT _t	20-780	1.2-2.3	1.36-12.98	0.0-0.1	0.14-20.19	0.13-12.98	0.04-20.81

1. Sarkar y sen Gupta (1988), 2. Fox *et al.* (1988), 3. Rosales y Alvarez (1979), 4. Ramírez (1988), 5. Garay *et al.*, (1994)

Tabla 3. Análisis de correlación múltiple para los contenidos de organoclorados en sedimentos de todas las estaciones de muestreo vs. salinidad (S) y materia orgánica (M.O.). ** muy significativo ($\alpha < 0.05$); * significativo ($\alpha < 0.10$).

Variable	coeficiente de corr. múltiple	Radio de verosimilitud	F	Pr > F	Coeficiente de correlación simple	
					S	M.O.
Lindano	0.301599	0.90903823	0.8505	0.4446	0.1478	0.1454
Heptacloro	0.222591	0.95045339	0.4431	0.6493	0.2219	-0.1017
Aldrin	0.341490	0.88338426	1.1221	0.3486	0.1033	0.2220
Dieldrin +						
pp'DDE	0.329392	0.89150062	1.0345	0.3767	0.3292	-0.1630
pp'DDD	0.067091	0.99549885	0.0384	0.9624	0.0669	-0.0312
pp'DDT	0.529621	0.71950120	3.3137	0.0609*	-0.3537	0.5215

son del mismo orden a los registrados en Manukau Harbour (Nueva Zelanda) (Fox *et al.*, 1988) y la laguna de Términos en México (Rosales y Alvarez, 1979), considerados ecosistemas poco contaminados, en relación a otros países industrializados.

Los organoclorados pueden ser adsorbidos en la materia orgánica en suspensión, lo que puede explicar la tasa de deposición relativamente baja de estos

compuestos en los sedimentos estuáricos muy influenciados por ríos (Uncles, *et al.*, 1988), como es el caso de la CGSM. Sin embargo, los análisis de correlación canónica (Tab. 3) muestran, que solo el pp'DDT tiene relación significativa ($\alpha < 0.10$) con el contenido de materia orgánica del sedimento. En los otros organoclorados no se observa esta correlación, debido posiblemente a que en ambos ecosistemas costeros estudiados la concentración dependerá básicamente de la entrada constante de residuos agroquímicos y de las pérdidas de éstos en el ecosistema receptor. Lo anterior no sería aplicable al pp'DDT, ya que la restricción de su uso, implicaría probablemente una baja entrada al sistema lagunar.

AGRADECIMIENTOS

Los resultados de este trabajo se tomaron de la tesis de grado de Luisa Fernanda Espinosa, para optar al título de bióloga, concedido por la Universidad Nacional de Colombia. Los autores agradecen a COLCIENCIAS por la financiación del trabajo y al INVEMAR por el apoyo logístico brindado, a Rosario Madera y Ramón Giraldo, por la asesoría en el manejo de la información y análisis estadístico.

BIBLIOGRAFIA

- Addison, R.F. 1976. Organochlorine compounds in aquatic organisms: their distribution, transport and physiological significance: 127-143. En A.P. Lockwood (Ed): Effects of pollutants on aquatic organisms. Cambridge University Press, London.
- Barbera, C. 1976. Pesticidas agrícolas. Editorial Omega, S.A., Barcelona: 109-118.
- Berg, H.; M. Kiiibu y N. Kautsky. 1992. DDT and other insecticides in the lake Kariba ecosystem, Zimbabwe. *Ambio*, 21(7): 444-450.
- Beyer, W.N. y A.J. Krynitsky . 1989. Long-term persistence of dieldrin , DDT and heptachlore epoxide in earthworms. *Ambio*, 18(5): 271-273
- Brown, A.W. 1978. Ecology of pesticides. Wiley Intersc. Publi., New York: 271-311.
- Bubb, J.M. y J.N. Lester. 1994. Anthropogenic heavy metal inputs to lowland river systems, a case study, the River Stour, U.K., *Wat. Air. and Soil Poll.* 78:279-296.
- Burnside, O.C. 1974. Prevention and detoxification of pesticide residues in soils: 387-412. En Guenzi, *et al.* (Ed.): Pesticides in soils and water, Committee, Wisconsin.
- Clough, B.F.; K.J. Boto y P.M. Attiwill. 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation: 151-161. En A.J. Teas (Ed.): Biology and ecology of mangroves. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Connell, D.W. y G.J. Miller. 1984. Chemistry and ecotoxicology of pollution. John Wiley, New York: 162-227.
- Cooper, C.M; F.E. Dendy; J.R. Mc Henry y J.C. Ritchie. 1987. Residual pesticide concentrations in Bear Creek, Mississippi, 1976 to 1979. *J. Env. Qual.*, 16: 69-72.
- Cordoba, P. 1991. Toxicología. Corporación de Estudios Médicos de Medellín, 624 p.
- Edwards, C.A. 1976. Persistent pesticides in the environment. CRC Press, Cleveland, 170 p.
- Estrada, M.I. 1988. Determinación de plaguicidas organoclorados en peces (*Mugil incilis* y *Catharops spixi*) y ostras (*Crassostrea rhizophorae*) de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Proy. INVEMAR, Santa Marta, 52 p.
- Fox, M.E.; D.S. Roper S.F. Thrush. 1988. Organochlorine contaminants in surficial sediments of Manukau Harbour, New Zealand. *Mar. Poll. Bull.*, 19(7): 333-336.

- Garay-Tinoco, J.; L.A. Castro y A. Pion. 1994. Impacto de los plaguicidas organoclorados en los ecosistemas de la Ciénaga de la Virgen- Municipio de Cartagena- Caribe Colombiano. Mem. IX Semin. Nac. Cien Tecnol. Mar y Congr. Latinoam. Cién. Mar. CCO, Bogotá. sin pag.
- Glynn, P.W.; D.G. Rumbold y S.C. Snedaker. 1995. Organochlorine pesticide residues in marine sediments and biota from the northern Florida Reef Tract. *Mar. Poll. Bull.*, 30(6): 397-402.
- Gómez, L.C. 1993. Determinación de las tasas de acumulación y depuración del aldrin en ostras *Crassostrea rhizophorae* de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano). Tesis M Sc., Univ. Nacional, Bogotá, 94 p.
- Greenberg, A.E.; L.S. Clesceri y A.D. Eaton (Ed). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18 th. Edit. Method. 6410 B, Baltimore, 677-689.
- IGAC. 1973. Monografía del Departamento del Magdalena. Inst. Geog. "Agustín Codazzi", Bogotá, 162 p.
- Letey, J. y W.F. Farmer. 1974. Movement of pesticides in soil. 69-78. En Guenzi, *et al.* (Ed.): Pesticides in soil and water. Committee, Wisconsin.
- Livingston, R.J. 1976. Dynamics of organochlorine pesticides in estuarine systems: Effects on estuarine biota. 507-522. En M. Wiley (Ed.): Estuarine processes. Vol 1. Academic Press, New York.
- Margalef, R. 1986. Ecología. Editorial Omega S.A., Barcelona, 951 p
- McDowell, L.L.; G.H. Willis; C.E. Murphree; L.M. Southwick y S. Smith. 1981. Toxaphene and sediment yields in runoff from a Mississippi delta watershed. *J. Env. Qual.*, 10(1): 120-125.
- Olisake, S. 1991. Minimizing environmental and health effects of agricultural pesticides in developing countries. *Ambio*, 20(6): 219-221.
- Paez-Osuna, F.; M.L. Fong-Lee y H. Fernandez Perez. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimento. *An. Inst. Cien. Mar. Limnol. Univ. Nal. Auton. Mexico*, 11(1): 257-264.
- Plata, J. 1990. Dinámica de los organoclorados en la red trófica de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano). Tesis M. Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional, Bogotá, 110 p.
- Plata, J.; N.H. Campos G. Ramirez. 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Caldasia*, 17(2): 199-204.
- PROCIENAGA. 1993. Informe interno No. 8. Inst. Invest. Mar. Cost. INVEMAR, Santa Marta, 18 p.
- Ramirez, G. 1988. Estudios de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano). *An. Ins. Inv. Mar. de Punta Betín*, 18: 127 - 133.
- Rapal, 1992. Muerte a la docena sucia. *Cent. Reg. Norteam. Amér. Latina, RAPAL, Palmira*.
- Rosales, M.T. y R. Alvarez. 1979. Niveles actuales de hidrocarburos organoclorados en los sedimentos de las lagunas costeras del Golfo de México. *An. Centro Cien. Mar Limnol. Univ. Auton. México*, 6(2): 1-6.
- Sarkar, A. y R. Sen Gupta. 1988. Chlorinated pesticide residues in marine sediments. *Mar. Poll. Bull.*, 19(1): 35-37.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1976. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. Blume, Madrid, 776 p.
- Stoker, H.S. y S.I. Seagan. 1981. *Química ambiental. Contaminación del aire y del agua*. Edit. Blume, Barcelona, 320 p.
- Supelco, 1985. Analyzing chlorinated pesticides by packed column and capillary column GC. *GC Bulletin*, 758C, Bellefonte
- Uncles, R.J.; J.A. Stephens y T.Y. Woodrow. 1988. Seasonal cycling of estuarine sediment and contaminant transport. *Estuaries*, 11(2): 108-115
- UNEP/IAEA. 1982. Determinations of DDTs, PCBs, PCCs and other hydrocarbon in marine sediments by gas-liquid chromatography. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*, UNEP, 17: 10 p.
- Ward, L.G. y R.R. Twilley. 1986. Seasonal distribution of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries*, 9(3): 156-168.
- Westlake, W.E. y F.A. Gunther. 1966. Occurrence and mode of introduction of pesticides in the environment: 110-121. En R.F. Gould (Ed.): *Organic pesticides in the environment*. Amer. Chem. Soc. Publi., Washington, D.C.
- Wiedemann, H.U. 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta. Colombia: Physical

parameters and geological history. Mitt. Inst. Colombo-aleman Inv. Cient., 7:85-119.
Wood, L.S.; H.D.Scott, D.B. Marx y T.L. Lavy. 1987. Variability in sorption coefficients of metolachlor
on a captina silt loam. J. Env. Qual.: 16(3): 251-256.

DIRECCION DE LOS AUTORES.

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), A.A 1016 Santa Marta, Colombia (L.F.E.
y G.R.). Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia y/o INVEMAR, A.A. 1016
Santa Marta, Colombia (N.H.C.).*