

# SINTESIS DE LOS CAMBIOS DE ORIGEN ANTROPICO OCURRIDOS EN LOS ULTIMOS 40 AÑOS EN LA CIENAGA DE SANTA MARTA (COLOMBIA)

por

Leonor Botero y José Ernesto Mancera-Pineda<sup>1</sup>

## Resumen

**Botero, L. & J.E. Mancera-Pineda:** Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga de Santa Marta (Colombia). Rev. Acad. Colomb. Cienc. 20(78): 465-474. 1996. ISSN 0370-3908.

Se presenta una síntesis de los principales cambios de la fauna, flora, geomorfología y condiciones físico-químicas de la Ciénaga Grande de Santa Marta ocurridos durante el periodo 1956-1994 y originados por actividades humanas. El sistema laguno estuarino ha sufrido una notorio deterioro reflejado en la hipersalinización de sus suelos y consecuente muerte masiva del bosque de manglar, disminución sustancial en la diversidad y abundancia de peces, aves y moluscos, contaminación de sus aguas, sedimentos y organismos con plaguicidas organoclorados, metales pesados y bacterias patógenas. Así mismo se ha comprobado un progresivo y significativo incremento en la salinidad de los cuerpos de agua, concentración de material suspendido y eutroficación.

**Palabras claves:** contaminación, diversidad, eutroficación, manglar, origen antrópico

## Abstract

This article presents a synthesis of the main faunal, floral, geomorphological and physico-chemical changes that have occurred in the estuarine lagoonal system of the Ciénaga Grande de Santa Marta during the period 1956-1994. The system has suffered a noticeable degradation manifested mainly in the hypersalinization of its soils with a consequent mangrove mortality, substantial reduction in the diversity and abundance of its fish, bird and invertebrate fauna, the contamination of water, sediments and organismos with pesticides, heavy metals and pathogenic bacteria. A progressive and significant increment in the salinity of its water, seston concentration and eutrophication is also documented.

**Key words:** contamination, diversity, eutrophication, mangrove, anthropogenic origin

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis INVEMAR, Apartado Aéreo 1016, Santa Marta, Colombia.

## Introducción

Por varios siglos los estuarios han sido el foco de asentamientos y actividades humanas debido a la abundancia y gran variedad de recursos vivos (peces y mariscos, bosques de manglar, marismas), y no vivos (vías de comunicación entre el continente y el mar) que poseen (Day *et al.*, 1989). Esta situación, los hace muy susceptibles al cambio, especialmente como consecuencia de actividades que el hombre ejerce directamente sobre ellos para modificar, incrementar o disminuir el uso de sus recursos. Varios trabajos han demostrado cambios ambientales ocasionados a ecosistemas estuarinos como consecuencia de actividades humanas. Estuarios como los de los ríos Rin, Hudson, Potomac, Delaware y Bahía de San Francisco, han sufrido impactos antrópicos que se reflejan en cambios o deterioro de una o varias de las propiedades del sistema (Day *et al.*, 1989; Nichols *et al.*, 1986) tales como concentración y calidad del material en suspensión, presencia de contaminantes, diversidad y dominancia de especies y dinámica de comunidades de plantas y animales. Quizás uno de los más dramáticos ejemplos de alteraciones físicas y de sus consecuencias sobre un ecosistema costero es el del Delta del río Mississippi. Casi 100 km<sup>2</sup> de humedales desaparecen anualmente como resultado de interacciones entre las actividades humanas y procesos naturales (Day *et al.*, 1989). La principal alteración humana fue la construcción de un dique o terraplén hasta la desembocadura del río que ha causado la disminución en el aporte de sedimento y de agua dulce a los humedales del Delta con la consecuente intrusión salina. Lo anterior, sumado a la subsidencia natural en la zona, ha ocasionado la desaparición de gran parte de los humedales.

Por sus características geomorfológicas (forma, profundidad, entradas de agua dulce, comunicación con el mar) la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es un sistema lagunar estuarino cuyas principales fuentes de agua dulce las constituyen el río Magdalena (el más grande de Colombia) hacia el oeste y varios ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) hacia el este. Localizada sobre la costa Caribe de Colombia en el departamento del Magdalena, la CGSM es la laguna costera más grande del país y tradicionalmente ha sido una de las principales fuentes de suministro de pescado y mariscos para la costa norte de Colombia y aún para mercados del interior del país. La CGSM, junto con la Isla de Salamanca y el conjunto de ciénagas y caños adyacentes denominados Complejo de Pajarales y Santuario de Fauna y Flora, hace parte del Delta Exterior del Río Magdalena (DERM) cuya desembocadura ha divagado desde el Plioceno entre

Galerazamba y la actual Boca de la Barra originando diferentes lóbulos deltáicos en diferentes épocas (Bernal y Betancur 1994). La CGSM abarca un área de 450 km<sup>2</sup> y el área total de todo el sistema de ciénagas, caños y pantanos del DERM es de aproximadamente 1280 km<sup>2</sup>. En los mismos cuerpos de agua y sobre sus costas, se localizan tres poblaciones palafíticas y cuatro costeras que albergan un total aproximado de 20000 personas, de las cuales unas 3200 son pescadores (E. Vilorio y A. Santos-Martínez, dato sin publicar).

Aunque, comparado con otros estuarios, el grado de asentamiento humano alrededor de la CGSM es relativamente bajo, no por esto ha dejado de ser negativamente afectada por acciones humanas realizadas tanto sobre ella misma y sus inmediaciones como sobre sus afluentes principales, el Río Magdalena y los ríos de la vertiente occidental de la SNSM. Estos impactos de origen antrópico ejercidos sobre la CGSM en las últimas cuatro décadas podrían clasificarse así: I. Alteraciones físicas; II. Enriquecimiento con materia orgánica y/o nutrientes inorgánicos; III. Introducción de sustancias tóxicas; IV. Alteración directa de la estructura de las comunidades.

A continuación se analizan cada uno de estos impactos y sus efectos sobre el ecosistema.

### *I. Alteraciones físicas*

Las alteraciones físicas están dadas principalmente por: 1) Construcción de las carreteras Barranquilla-Ciénaga (sobre la Isla de Salamanca entre 1956-1960) y Palermo-Sitio Nuevo (marginal al río Magdalena, costado oriental, en la década de los años 70) sin respetar las comunicaciones entre los cuerpos de agua. 2) Construcción de diques y terraplenes para impedir el desbordamiento del río Magdalena y el flujo de agua dulce desde el río hacia el sistema de ciénagas. 3) Sedimentación/colmatación de los caños procedentes del río Magdalena y de las desembocaduras de los ríos de la SNSM como consecuencia de la erosión por deforestación en las cuencas. 4) Disminución del caudal de los ríos de la SNSM por captación de agua para distritos de riego (de diciembre a abril, la zona bananera capta el 80% del caudal medio de estos ríos (Inderena-Sodeic, 1987) y por deterioro de las cuencas debido a deforestación.

La principal consecuencia directa de estas alteraciones físicas ha sido el rompimiento del balance hidrológico de todo el sistema por la interrupción de los flujos de agua dulce desde los ríos (principalmente el río Magdalena) hacia el sistema de ciénagas, y de agua marina y estuarina desde y hacia el Mar Caribe y las ciénagas a través de la

Isla de Salamanca. En una zona tan árida como ésta, donde la evaporación supera ampliamente la precipitación (CETIH, 1978), el desarrollo de un bosque de manglar con árboles con alturas y diámetros de hasta 20 m y 65 cm respectivamente (Serrano *et al.*, 1995), es indicativo de la existencia de un subsidio de agua dulce, que en este caso estaba dado principalmente por el río Magdalena, del cual dependía en gran medida el funcionamiento del sistema. El desbalance hidrológico en todo el sistema se refleja principalmente en la extrema hipersalinización de los suelos del manglar (Botero, 1990; Cardona, 1991; Cardona y Botero, 1995) y en el incremento progresivo de la salinidad de los cuerpos de agua (Hurtado *et al.*, 1995). Gran parte de los suelos exhiben salinidades del agua intersticial mayores de 100 durante más de 8 meses al año. La figura 1 muestra el comportamiento típico de la salinidad intersticial del suelo en una estación afectada por el desbalance hidrológico (CAR) y en otra en la cual existe buen intercambio de agua (RIN). La hipersalinización de los suelos ha sido identificada como la causa principal de la mortalidad masiva del manglar y además se demostró que existe una relación inversa entre salinidad del suelo y área basal del manglar de la zona (Cardona y Botero, 1995). La figura 2 ilustra los cambios ocurridos en la cobertura viva del manglar entre los años 1956, 1968, 1987 y 1993 (para los cuales hay fotografías aéreas o de satélite) deduciéndose de ésta que mientras la tasa de mortalidad entre 1956 y 1968 fue de aproximadamente 174.5 ha/año, y entre 1968

y 1987 de 984.7 ha/año (González, 1991), entre 1987 y 1993 (solamente 6 años), aumentó a 1531 hectáreas/año (L. Gónima *et al.*, datos sin publicar). La figura 3 presenta una fotografía de satélite tomada en diciembre de 1993 en la cual se observa claramente el área afectada por la mortandad del mangle. La salinización de suelos y muerte del manglar han originado un proceso de desertificación en buena parte del Delta con la aparición de aproximadamente 7809 ha de nuevos salares (donde anteriormente había manglar) con costras de sal de 3-5 mm

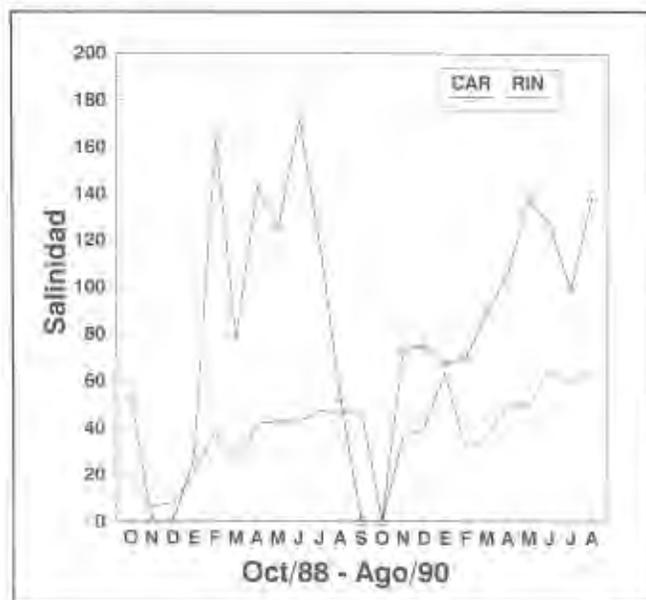


Figura 1. Valores de salinidad intersticial de los suelos de manglar del DERM en una estación afectada por el desbalance hidrológico del sistema (CAR) y otra en la cual se presenta suficiente intercambio de agua (RIN).

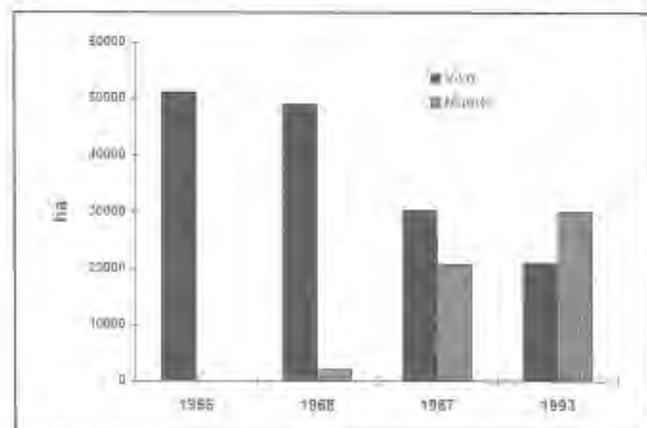


Figura 2. Cobertura de manglar vivo y muerto en el DERM durante el período 1956-1993.

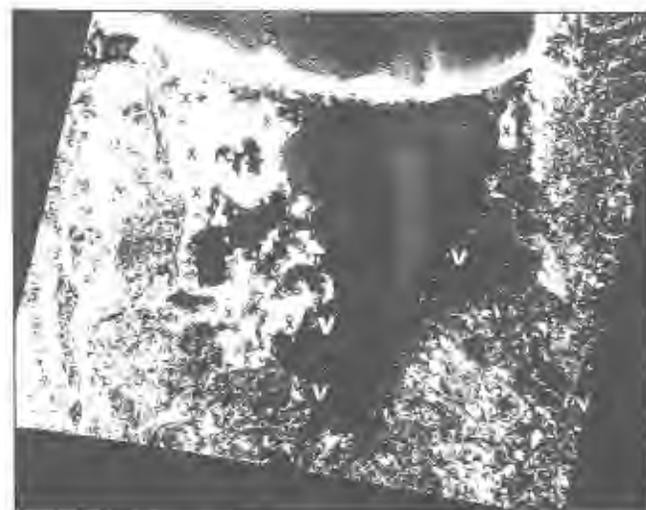


Figura 3. Fotografía de satélite (SPOT) del área del DERM tomada en diciembre de 1993. Las áreas en blanco demarcadas con una X representan zonas afectadas por el fenómeno de mortandad masiva del manglar. Las áreas demarcadas con una V representan zonas donde todavía existe bosque de manglar en buenas condiciones.

de espesor (L. Gónima *et al.*, datos sin publ.). Esta masiva mortandad de manglar es la segunda, en magnitud, a nivel mundial, superada únicamente por la ocasionada por "Agente Naranja" en el Vietnam (R. Twilley, com. pers.). Si bien los procesos de cambio son naturales en ecosistemas deltaicos, no lo es la gran velocidad a la cual han ocurrido estos procesos específicos en el DERM. La pérdida del manglar ha tenido repercusiones significativas en todo el ecosistema lagunar-estuarino no solamente por lo que pueda significar la disminución en su productividad primaria para la red trófica del ecosistema, sino por lo que representa como pérdida de hábitat para un sinnúmero de especies tanto acuáticas como terrestres y arbóreas. Una evaluación de la biodiversidad de peces, aves y organismos bentónicos asociados a los manglares vivos, muertos y en estado intermedio de la CGSM demostró claramente la importancia de estos bosques para el sostenimiento de las mayores biodiversidades (Botero y Marshall, 1994; Pro-Ciénaga, 1994) (Fig.4). Mientras que en zonas con manglar vivo y

en buen estado se encontraron 50 especies de invertebrados asociados a las raíces del manglar, en las zonas con manglar muerto el número de especies asociadas fue apenas de cinco (5). Así mismo, las zonas con manglar vivo presentaron 32 especies de peces asociadas a las raíces durante la época seca mientras que en las zonas con manglar muerto solamente se encontraron 14 especies (una sola especie, *Poecilia cf. gilli* haciendo casi el 90% de la abundancia). Durante la estación lluviosa se encontraron 22 especies de peces asociadas a los manglares vivos y solamente 4 a los manglares muertos. La diversidad de la avifauna (Botero y Marshall, 1994) presentó similares tendencias; mientras que en las zonas con manglar vivo se censaron un promedio de 29.5 especies, las zonas con manglar muerto presentaron un promedio de 19.5 especies. Si bien el incremento progresivo y significativo de la salinidad de los cuerpos de agua (Fig. 5) (Hurtado *et al.*, 1995) no ha llegado a niveles que sobrepasen los que normalmente se dan en estos sistemas estuarinos, cada vez se dan periodos más largos de salinidades altas, y zonas que otrora se mantenían dulces, actualmente presentan salinidades mayores de 20 durante casi todo el año. Así mismo, durante las épocas de sequía, la cuña salada penetra en los ríos de la SNSM hasta casi 2 km adentro, hecho que no se daba cuando los caudales de estos afluentes eran mayores. Estos cambios, aunque aparentemente sutiles, podrían también estar afectando la composición y dinámica de las poblaciones de invertebrados y peces de la Ciénaga, cuyos ciclos de vida dependen en gran parte de los cambios de salinidad o de factores directamente asociados a estos cambios. Es muy probable que la desaparición de la ahueta *Polymesoda irxata* de la CGSM se deba en gran medida al incremento de la salinidad puesto que esta especie es obligatoriamente habitante de agua salobre, con preferencia de salinidades de entre 3 y 20 y límite de tolerancia de 30 (Cosel, 1986).

Otra consecuencia de las alteraciones físicas sobre el sistema han sido los cambios geomorfológicos detectados en los últimos 40 años. Estos cambios se manifiestan en la formación de barras, progradación y cambio en la profundidad de los cuerpos de agua donde parece evidenciarse una colmatación por sedimentos. La más reciente síntesis sobre la geomorfología del sistema (Bernal, 1995) indica que en este lapso los principales cambios geomorfológicos en la CGSM han ocurrido en los deltas de los ríos que bajan de la SNSM y de algunos caños que desembocan en la Ciénaga. La evolución de cada uno de estos deltas ha estado determinada por la formación de barras de boca de canal o playones que son colonizados por manglar y que eventualmente han terminado unidos a la línea costera (Bernal, 1995). Aunque es difícil asegu-

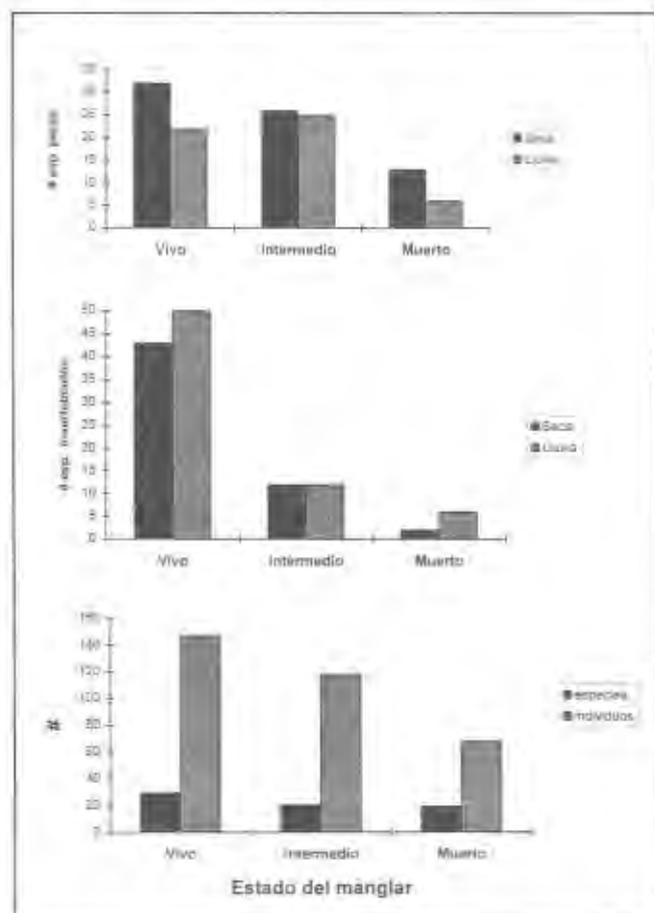


Figura 4. Diversidad (número de especies) de peces, invertebrados y aves y abundancia de aves asociadas a manglar vivo, muerto y en estado intermedio de deterioro en el DERM.

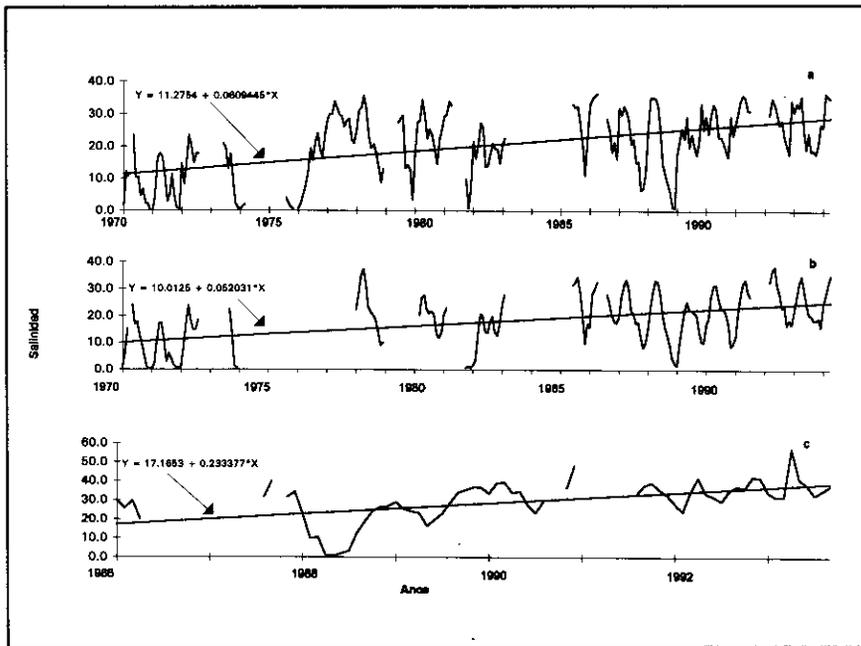


Figura 5. Series de tiempo de la variable "salinidad del agua" durante el periodo 1970-1994 en las zonas nororiental (a) y central (b) de la CGSM y central (c) del Complejo de Pajarales y ajuste de regresión correspondiente.

rar que estos cambios se deban exclusivamente a las alteraciones físicas de origen antrópico arriba mencionadas, sí existe una gran probabilidad de que la disminución de las entradas de agua del río Magdalena y de los ríos de la SNSM, así como la mayor carga de sedimentos acarreada por éstos como consecuencia de la deforestación de sus cuencas y de cambios en el uso de la tierra, hayan acelerado estos procesos de cambio, que son normales en escalas mayores de tiempo. En la boca del río Aracataca, donde existe una población parcialmente palafítica se han hecho además rellenos artificiales para incrementar el terreno firme disponible para vivienda. Las distintas batimetrías que se han realizado en la CGSM entre los años 1973 y 1994 indican una disminución en los valores de profundidad durante los últimos 20 años con una tendencia a la depositación en el lado oriental (Bernal, 1995). Mientras que en 1973 se registraron profundidades hasta de 2.3 m (Wiedemann, 1973), en 1994 la mayor profundidad registrada fue de 1.75 m (Bernal y Betancur, 1994). Quizás uno de los más directos impactos sobre la geomorfología de la CGSM fue el cambio de localización, en 1956, de la principal boca comunicante con el mar la cual estaba al oriente de Pueblo Viejo y tenía aproximadamente 2 km de ancho. La boca actual por lo tanto no es la original y también ha sufrido cambios

geomorfológicos en las últimas cuatro décadas. Aunque no hay muchos datos sobre batimetría o sedimentación en la actual Boca de la Barra, las fotografías aéreas muestran una tendencia a la erosión del lado oeste y a la depositación en el lado este, donde se han formado playas y barras menores (Bernal, 1995).

## II. Enriquecimiento con materia orgánica y/o nutrientes inorgánicos

El enriquecimiento con materia orgánica y/o nutrientes inorgánicos está dado principalmente por: 1) Vertimiento directo, a la laguna o a sus afluentes, de aguas servidas procedentes de las poblaciones aledañas y palafíticas. 2) Acarreo de fertilizantes agrícolas y de materia orgánica por los ríos de la SNSM y el río Magdalena que fluyen a la CGSM. 3) Lavado de los suelos de los pantanos de manglar muerto (los cuales tienen gran cantidad de material vegetal acumulado) durante épocas de fuertes lluvias y/o de desbordamientos del río Magdalena.

Este impacto sobre el sistema lagunar se manifiesta en efectos tales como el incremento progresivo y significativo en la concentración del seston en los últimos 6-10 años (Fig. 6), lo cual ha sido detectado tanto en el centro de la CGSM como en Caño Grande y en la Ciénaga de Pajarales (Toro, 1995). Se ha planteado la hipótesis de que esto puede estar afectando a los bancos de ostra los cuales aparentemente están sufriendo un deterioro que se refleja en su disminución y en el mayor número de ostras muertas que se sacan durante las actividades de recolección. A la fecha se está realizando el análisis de series de tiempo (1986-1995) sobre concentración de nutrientes inorgánicos y clorofila "a" así como una evaluación de los cambios cuantitativos y cualitativos del fitoplancton en los últimos 10 años; se espera que esto provea evidencia sobre el grado de eutroficación de la laguna. Sin embargo, el permanente ingreso de nutrientes y materia orgánica a la Ciénaga por vertimiento de aguas negras y por acarreo de fertilizantes y materia orgánica por los ríos de la SNSM, junto con los aparentes cambios en la concentración y composición del fitoplancton (A. Vidal, com. pers.) y los recurrentes eventos de anoxia de las aguas, son ya indicativos de un alto grado de eutroficación de la laguna. Recientes mortandades masivas de peces y los valores medidos casi

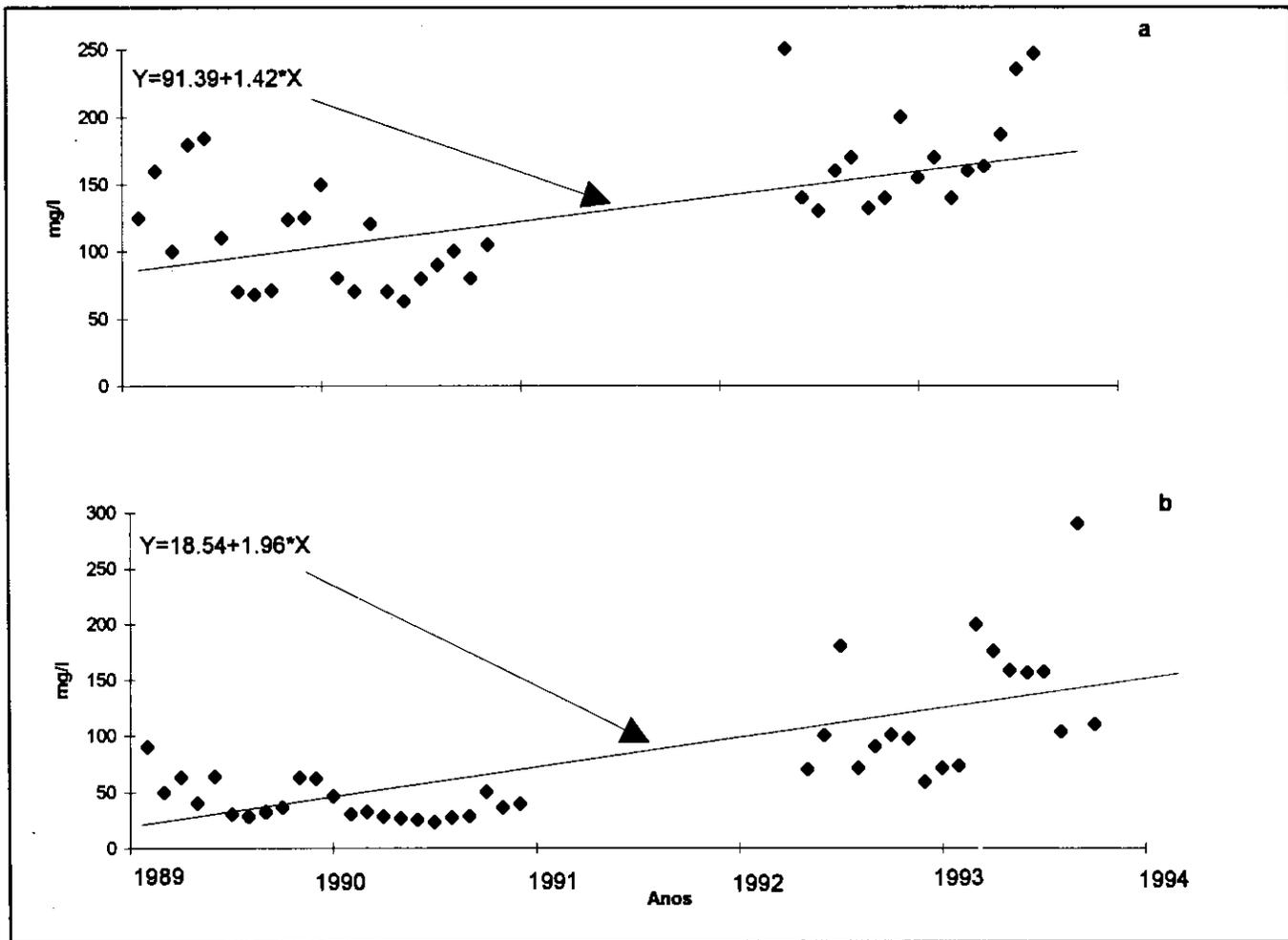


Figura 6. Series de tiempo de la variable "seston" para el periodo 1989-1994 en el centro del Complejo de Pajarales (a) y en el centro de la CGSM (b).

paralelamente de nutrientes, clorofila, oxígeno disuelto, así como los resultados de los conteos e identificación de fitoplancton durante un ciclo de 48 horas, presentan las típicas características de eventos de muertes masivas por anoxia como consecuencia de florecimientos de microalgas en respuesta a la eutroficación (Mancera y Vidal, 1994). Las mortandades de peces se han presentado asociadas a fuertes lluvias y a desbordamientos de los caños, con lo cual los pantanos de manglar muerto se han lavado y la materia orgánica y nutrientes acumulados en ellos han sido arrastrados a los cuerpos de agua, sumándose a la posiblemente ya alta carga de nutrientes y materia orgánica de la laguna.

### III. Introducción de sustancias tóxicas

La introducción de sustancias tóxicas a la CGSM se ha dado especialmente a través del río Magdalena, el cual

irriga una extensa zona minera, industrial, agrícola y ganadera, y de los ríos de la SNSM que irrigan las zonas bananera, palmera y arrocera del piedemonte de la SNSM en las cuales se utilizan plaguicidas organoclorados y organofosforados para el control de plagas y malezas (Campos, 1992a; Plata *et al.*, 1993). Aunque los organoclorados están cada día más en desuso, su presencia es detectable en el sistema lagunar (Plata *et al.*, 1993; Espinosa *et al.*, 1995). Los estudios han demostrado que sus concentraciones en el agua no sobrepasan los límites permisibles por la legislación colombiana pero sí son mucho mayores que las permitidas por la EPA y por la legislación brasileña para aguas que sustentan vida acuática (M. Wallner-Kersanach-INVEMAR, informe de asesoría no publicado). Así mismo, se ha determinado que organismos carnívoros como el chivo cabezón (*Ariopsis bonillai*) han bioacumulado hasta 20000 veces el valor de

organoclorados presente en el seston y que organismos planctívoros y detritívoros como la bocona (*Anchovia clupeioides*) y la lisa (*Mugil incilis*) respectivamente, han acumulado hasta 2000 veces dichos organoclorados (Plata et al., 1993). El factor de biomagnificación entre los organismos planctívoros y los carnívoros es de 3.3 mientras que entre un detritívoro y un carnívoro es de 2.6 (Plata et al., 1993). Por otro lado, durante los episodios de desbordamiento del río Magdalena, cuyas aguas contienen una carga de metales pesados provenientes de la industria y de la minería a lo largo de su cuenca (Himat-Ingeominas, 1991; Pro-Ciénaga, 1994), se han introducido al sistema metales como cadmio, zinc, plomo, cobre y mercurio. Si bien hay seguridad sobre la presencia de estos metales en el agua, sedimentos y biota de la Ciénaga Grande (Campos, 1990, 1991, 1992ab; Gallo, 1994; Ramírez, 1995), las concentraciones y grado de bioacumulación y/o biomagnificación de los mismos está todavía siendo objeto de estudio. La información disponible sobre metales en biota de la CGSM demuestra que la concentración de Cu en el músculo de la ostra se ha incrementado entre los años 82-83 y 87-88 de valores que oscilaban entre 5.9 y 42.8  $\mu\text{g/g}$  peso seco a valores que varían entre 50.2 y 179.1  $\mu\text{g/g}$  peso seco (Campos, 1991); así mismo, los niveles de este metal en ostra son mayores hasta cinco veces que los encontrados en otras áreas tropicales tales como Cacha-Prego en Brasil (Wallner-Kersanach, 1994). En general, las concentraciones máximas de Cu (179.1  $\mu\text{g/g}$  peso seco), Zn (949.6  $\mu\text{g/g}$  peso seco), Cd (11.3  $\mu\text{g/g}$  peso seco) y Pb (15.6  $\mu\text{g/g}$  peso seco) en ostras de la CGSM son mayores que las encontradas en localidades no contaminadas del Brasil (Wallner-Kersanach, 1994). Si bien no existe información anterior a los años 80 sobre valores de estos contaminantes en aguas, sedimentos y biota de la CGSM, como para efectuar comparaciones y diagnosticar cuantitativamente el cambio, la presencia de estos elementos en el medio significa claramente un deterioro del mismo y una desviación de las condiciones ideales del ecosistema.

Aunque asociada a las descargas de aguas negras mencionadas en el numeral anterior (Impacto II - Enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes inorgánicos), la contaminación por bacterias de origen fecal se discute mejor aquí, pues la condición patógena de las mismas les da el carácter de tóxicas. Al respecto existen estudios desde 1972 (Molinares 1972; Jeske 1976; Escobar Nieves, 1988; INVEMAR-datos sin publicar), en los cuales se cuantificó la concentración de coliformes fecales en aguas y en ostras de la Ciénaga. Mientras que en 1972-1973 se encontraron concentraciones de alrededor de 425 coliformes/100 ml,

en 1987 y 1995 se han encontrado concentraciones que van desde 10000 hasta 46000 coliformes/100 ml en aguas de las zonas norte y oriental de la Ciénaga Grande. Estos valores son mayores que los permitidos por la legislación colombiana. Por otro lado, mientras que en 1973 las pruebas para *Salmonella* en ostras (*Crassostrea rhizophorae*) resultaron negativas (Molinares, 1972; Jeske, 1976), en 1987 y 1995 se detectó la presencia de esta bacteria en este molusco (Escobar Nieves, 1988; M.L. Fontalvo-INVEMAR, com. pers.).

#### IV. Alteración directa o indirecta de la estructura de las comunidades

La alteración directa de la estructura de las comunidades de fauna y flora en la CGSM se ha dado por las actividades de pesca (sobrepesca) y podría estar ampliándose además por introducción de especies exóticas, específicamente diferentes tipos de *Tilapia*. Por otra parte, las poblaciones de peces e invertebrados y de aquellos organismos terrestres o arbóreos (mamíferos, reptiles, aves) asociados a los bosques de manglar, no solamente han sufrido la explotación directa por parte del hombre sino que a su vez han y continúan siendo afectadas por el deterioro generalizado de las condiciones abióticas (incrementos de la salinidad, reducciones en los niveles de oxígeno disuelto, presencia de contaminantes, muerte del manglar, entre otros) del ecosistema. La figura 7 muestra como, entre 1987 y 1993 (años para los cuales hay información cuantitativa) las poblaciones de peces disminuyeron en biomasa en un 70% y en abundancia (número de individuos) en un 75% y la diversidad de la comunidad íctica, vista como número de especies, disminuyó en un 35% de la encontrada en 1987 (Santos-Martínez y Acero, 1991 y A.Santos, datos sin publicar). Aunque las estadísticas sobre captura y esfuerzo pesquero solamente son confiables para los últimos dos años, algunas comparaciones de registros de movilización pesquera del Inderena indican que desde los años 60 la pesca ha ido disminuyendo (Pro-Ciénaga, 1994). Así mismo, los trabajos de Santos-Martínez y Acero (1991) y Santos-Martínez y Arhóleda (1993) y los resultados de las encuestas que viene realizando desde hace dos años el INVEMAR en la zona, indican que ha habido una disminución en las tallas de captura de las principales especies comerciales, una aparente disminución en las tallas mínimas de madurez sexual de algunas especies, y un gran aumento del esfuerzo pesquero tanto sobre las especies tradicionalmente comerciales (mojarra rayada, lebranche, lisa, robalo, sábalo, chivo) como sobre especies que otrora no se comercializaban por ser menos apetecidas en el mercado (meona, macabí, cachaca, mojarra blanca y jaibas). Lo anterior

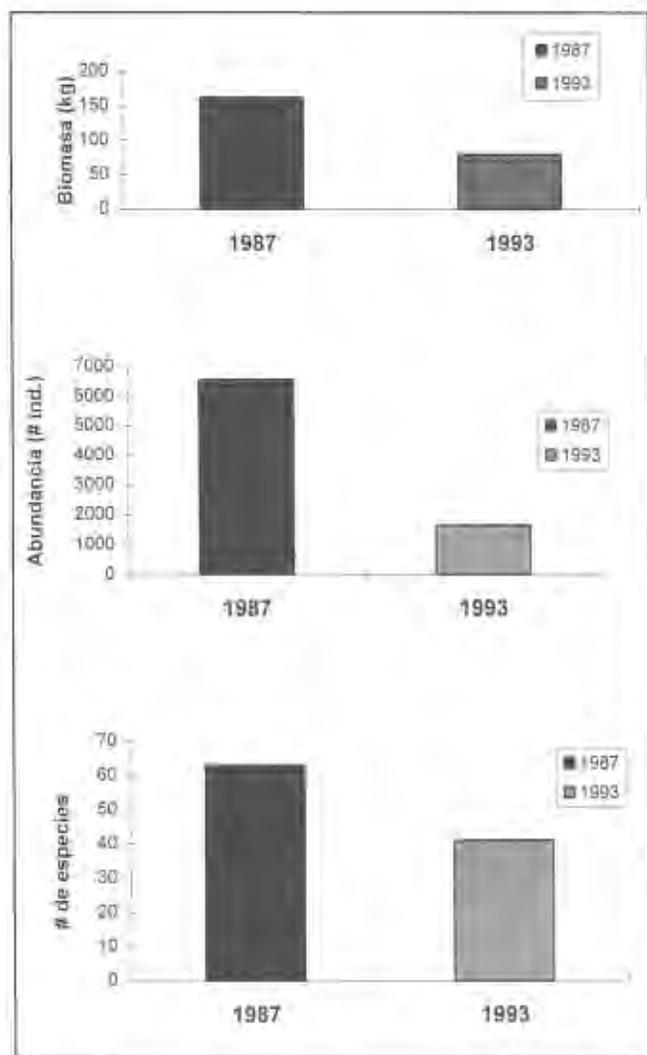


Figura 7. Cambios en la biomasa, abundancia y diversidad (número de especies) de la comunidad benthica de la CGSM entre los años 1987 y 1993.

está relacionado con la reducción progresiva en los últimos 8 años, del tamaño del ojo de malla del boliche (principal arte de pesca de la zona), de 10.7 en 1987 a 5.08 en 1995 lo cual hace que este arte sea poco selectivo (Rueda, 1995). Paralelo a la disminución del ojo de malla del boliche se ha dado el incremento en el uso de métodos muy destructivos como el zangarreo y la dinamita.

La figura 8 presenta una comparación entre la diversidad (número de especies) actual de la malacofauna de la laguna y la de 1973, cuantificada con métodos iguales (Cosel, 1986; M. Puyana-INVEMAR-datos sin publicar). Se observa que el número de especies de bivalvos se ha reducido en un 62.5% y el de gastrópodos en un 79%.

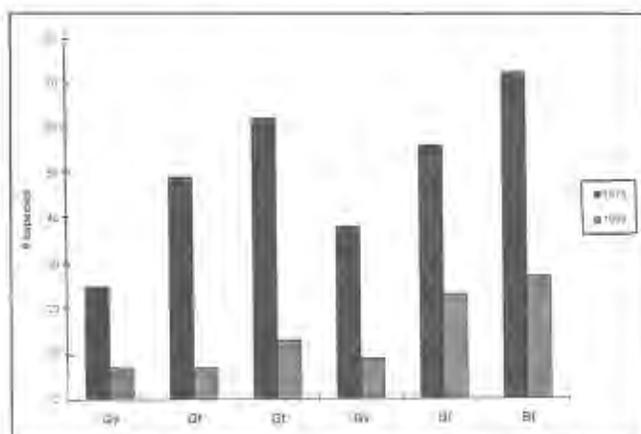


Figura 8. Número de especies de moluscos (gastropodos y bivalvos) encontrados en la CGSM en los años 1993 y 1995 mediante muestreos con métodos equivalentes. G=Gastropoda; B=Bivalvia; t=total; v=vivos; f=frecientemente muertos.

#### Un posible plan de recuperación del sistema.

Las alteraciones de origen antrópico sobre el ecosistema de la CGSM aquí discutidas, aunque clasificadas en cuatro grupos para facilitar su entendimiento, están muy relacionadas unas con otras y los efectos de las mismas generalmente son sinérgicos y no aislados. Por ejemplo, la disminución y cambios en las comunidades de peces y en la pesquería están relacionadas tanto con las alteraciones físicas como con el enriquecimiento con materia orgánica, introducción de tóxicos, muerte del manglar y sobrepesca por el hombre. Así mismo, el enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes que ocasiona la eutroficación puede ocasionar tanto la anoxia, por el florecimiento exagerado del fitoplancton, como la aparición de sustancias nocivas cuando estos florecimientos son de microalgas tóxicas.

La existencia del Proyecto Pro-Ciénaga, cofinanciado por la nación mediante un empréstito con el BID, asesorado técnicamente por la GTZ (Agencia Alemana de Cooperación Técnica), y ejecutado por CORPAMAG/Ministerio del Medio Ambiente, tiene como objetivo rehabilitar la CGSM en términos de su función, procesos, usos y valores. Los esfuerzos del proyecto se centran en la recuperación del balance hidrológico del sistema mediante la reapertura de los caños que provienen del río Magdalena y en la restauración de algunas de las comunicaciones con el mar a través de alcantarillas (box-culverts). Una vez rehabilitados los flujos hídricos y reestablecidos los ciclos normales de inundación y lavado, se espera que los suelos del manglar recobren condiciones adecuadas para

soportar la vegetación que proveerá el habitat y refugio necesario para diferentes especies de peces, invertebrados, aves, reptiles y mamíferos. Algunos de estos efectos ya se han hecho palpables sobre la Isla de Salamanca, en zonas adyacentes a las alcantarillas o "box-culverts" construidos entre 1985 y 1994 para recomunicar el mar con la Ciénaga. Actualmente se está concluyendo la obra de reapertura de uno de los grandes caños (Canal Clarín) que comunicarán al río Magdalena con el sistema de ciénagas. Lo anterior, junto con medidas de control a la pesca, caza y tala, podría significar el incremento de la biodiversidad y de la productividad del ecosistema. Con el fin de poder evaluar estos efectos, desde 1993 se viene ejecutando un plan de monitoreo intensivo de variables físicas, químicas y biológicas que servirán de indicadores de la rehabilitación o no del sistema. Quizá una de las mayores incógnitas es la relativa al posible efecto que los contaminantes presentes en el agua del río Magdalena puedan tener sobre la fauna y flora de las ciénagas. Sin embargo, el estado en que se encuentran otras ciénagas que nunca han perdido su comunicación con el mismo río brinda expectativas, más positivas que negativas, sobre la rehabilitación del ecosistema. Además, durante los pocos pero fuertes eventos de desbordamiento del río sobre el sistema, que se han dado en la última década, se ha observado una rápida recuperación del mangle así como un importante incremento de la pesca, los cuales vuelven a decaer cuando comienzan a imperar de nuevo las condiciones secas. Adicionalmente a lo anterior, los gobiernos nacional y departamental están trabajando en el diseño e implementación de medidas de alivio social en las poblaciones palafíticas y costeras lo cual deberá redundar en una disminución de la contaminación por vertimiento de aguas servidas y en un ordenamiento de las pesquerías, todo lo cual, aunado a un abundante desarrollo del manglar, contribuiría a disminuir la eutroficación de la laguna y el deterioro de las comunidades de los recursos hidrobiológicos.

## Bibliografía

- Bernal, G.** 1995. Caracterización geomorfológica de la llanura deltaica del Río Magdalena con énfasis en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. En: Características geomorfológicas y sedimentológicas como indicadores de procesos físicos en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, plano deltaico del Río Magdalena. Informe final de proyecto. COLCIENCIAS, INVEMAR, EAFIT. 1: 23-42
- Bernal, G. y J. Betancur.** 1994. El sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta en el contexto deltaico del Río Magdalena. Memorias del IX Seminario de Ciencias y Tecnologías del Mar. Medellín.
- Botero, L.** 1990. Massive mangrove mortality on the Caribbean coast of Colombia. *Vida Silvestre Neotropical* 2 (2): 77-78.
- Botero, L. & M. Marshall.** 1994. Biodiversity within the living, dying and dead mangrove forests of the Ciénaga Grande de Santa Marta. Mote Marine Laboratory Technical Report Number 366. Submitted to: World Wildlife Fund-Biodiversity Support Program. INVEMAR (Santa Marta)-Mote Marine Laboratory (Sarrassotta). 34 p + anexos.
- Campos, N.H.** 1990. La contaminación por metales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*, 16 (77): 623-631.
- \_\_\_\_\_ 1991. La ostra comercial de la Ciénaga Grande de Santa Marta *Crassostrea rhizophorae* y la problemática de la contaminación por metales. *Trianea*, 4: 623-631.
- \_\_\_\_\_ 1992a. Descarga de metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano, con el material suspendido. *Rev. Cont. Amb.*, 23: 11-31.
- \_\_\_\_\_ 1992b. Concentraciones de metales trazas en *Ariopsis bonillai* (Pisces: Siluriformes) de Santa Marta, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 40 (2): 179-183.
- Cardona, P.** 1991. Características de los suelos del manglar del costado noroccidental de la Ciénaga Grande de Santa Marta y su relación con algunos atributos de la vegetación. Tesis MSc. Universidad de Antioquia. Medellín. 110 p.
- Cardona, P. & L. Botero.** 1995. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. En: Estudio Ecológico de la Ciénaga Grande del Río Magdalena-Delta Exterior del Río Magdalena, 3a etapa. Informe final. L. Botero y E. Mancera (eds.). INVEMAR. Santa Marta.
- CETIH,** 1978. Diagnóstico sobre el comportamiento hídrico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Universidad de los Andes-Inderena. Bogotá.
- Cosel, R. von.** 1986. Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Costa del Caribe de Colombia). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 15-16: 79-370.
- Day, J.W. Jr., C.A.S. Hall, W.M. Kemp & A. Yañez-Arancibia.** 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons. New York. 558 p.
- Escobar Nieves, A.** 1988. Condición bacteriológica de las ostras del manglar (*Crassostrea rhizophorae* Guilding) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*. 18: 137-152.
- Espinosa, L.F., G. Ramírez & N.H. Campos.** 1995. Análisis de residuos organoclorados en los sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 24: 79-94.
- Gallo, M.C.** 1994. Contaminación por metales pesados en áreas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 71 p + anexos.
- González, E.** 1991. El manglar de la ciénaga Grande de Santa Marta: ecosistema en peligro de extinción. Colombia, sus gentes y regiones, IGAC, 21: 2-21.
- Himat-Ingeominas.** 1991. Estudio de la contaminación del Río Magdalena por metales traza, su relación con parámetros hidrológicos, fisicoquímicos, y su incidencia en la salud humana. HIMAT-INGEOMINAS. Bogotá.
- Hurtado, L.H., J.E. Mancera, R. Giraldo, S. Zea & R. Madera.** 1995. Comportamiento espacial y temporal de la salinidad en la Ciénaga

- Grande de Santa Marta-Colombia, periodo 1970-1994. En: Estudio Ecológico de la Ciénaga Grande del Río Magdalena-Delta Exterior del Río Magdalena, 3a etapa. Informe final. L. Botero y E. Mancera (eds.). INVEMAR. Santa Marta.
- Inderena-Sodeic Ltda.** 1987. Estudios y diseños complementarios para la construcción de las obras de recuperación de la región deltaico-estuarina del Río Magdalena, en especial del área del Parque Nacional Natural Isla de Salamanca. Inderena. Bogotá.
- Jeske, R.** 1976. Estudios bacteriológicos en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Mitt. Inst. Colombo Aleman Invest. Cient. Punta Betín, **8**: 17-32.
- Mancera, J.E. & L.A. Vidal.** 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, **23**: 103-117.
- Molinares, A.M.** 1972. Proyecto para el desarrollo de la pesca marina en Colombia: estudio sobre la polución bacteriológica en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Inderena. Colombia.
- Nichols, F.H., J.E. Cloern, S.N. Luoma & D.H. Peterson.** 1986. The modification of an estuary. *Science*, **231**: 567-573.
- Plata, J., N.H. Campos & G. Ramírez.** 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Caldasia*, **17** (2): 199-204.
- Pro-Ciénaga.** 1994. Estudio de Impacto Ambiental. Proyecto: Reapertura de Canales en el Delta Exterior Derecho del Río Magdalena. Informe Final. Santa Marta. 362 p.
- Ramírez, G.** 1995. Estado actual de la contaminación por metales pesados y residuos de plaguicidas organoclorados en el sistema hídrico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. En: Estudio Ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta-Delta Exterior del Río Magdalena, 3a etapa. Informe final. L. Botero y E. Mancera (eds.). INVEMAR. Santa Marta.
- Rueda, M.E.** 1995. Evaluación de la eficiencia y selectividad de las redes de enmalle en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad del Magdalena. Santa Marta.
- Santos-Martínez, A. & A. Acero.** 1991. Fish community of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia), composition and zoogeography. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, **2** (3): 247-263.
- Santos-Martínez, A. & S. Arboleda.** 1993. Aspectos biológicos y ecológicos del macabí *Elops saurus* Linnaeus (Pisces: Elopidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta y costa adyacente, Caribe colombiano. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, **22**: 77-96.
- Serrano, L.A., L. Botero, P. Cardona & J.E. Mancera-Pineda.** 1995. Estructura del manglar en el Delta Exterior del Río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, **24**: 135-164.
- Toro, B.** 1995. Factibilidad ecológica de desarrollar bancos de ostras en la Ciénaga de Pajaral. Tesis de grado. Universidad de Antioquia. Medellín. 54 p + anexos.
- Wallner-Kersanach, M.** 1994. Assessment of trace metal pollution of Todos os Santos Bay, Brazil, on basis of measurements of bivalves and sediments. Tesis de Doutorado. Universidade de Bremen, RFA.
- Wiedemann, H.U.** 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: Physical parameters and geological history. Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient. Punta Betín, **7**: 85-119.