

CAMBIOS HISTORICOS EN LA DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN LA BAHÍA DE CARTAGENA Y AREAS ALEDAÑAS (COLOMBIA)

Juan Manuel Díaz M. y Diana Isabel Gómez López

RESUMEN

Mediante análisis comparativo de mapas, fotografías aéreas e imágenes de satélite, complementados con observaciones de campo, se reconstruyó la distribución de las praderas de pastos marinos en la bahía de Cartagena y áreas aledañas en cinco periodos que abarcan las últimas seis décadas. De algo más de 1,000 hectáreas calculadas de praderas existentes en 1935-45, en el año 2001 quedaban un remanente de apenas 76, lo que equivale a menos del 8%. La tasa de pérdida del área de praderas en el interior de la bahía reveló una tendencia exponencial inversa, en tanto que en las zonas externas a ésta la tendencia fue lineal. La casi erradicación de esta importante comunidad biótica fue desencadenada probablemente por la reapertura del canal del Dique en la década de 1930, introduciendo cantidades importantes de aguas dulces, turbias y de sedimentos a la bahía, y subsecuentemente acelerada por el desarrollo de la zona industrial, el vertimiento de aguas servidas industriales y domésticas, dragados y obras de infraestructura en el litoral. La reducción de la extensión de las praderas parece haber sido acompañada de cambios en la estructura de la comunidad faunística asociada, que se manifiestan en la aparente desaparición de algunos invertebrados filtradores que eran dominantes hasta hace al menos tres décadas. La pérdida de las áreas de pastos marinos en la bahía en el transcurso del siglo XX parece ser parte del prolongado proceso de transformación antrópica de este ecosistema iniciado tres siglos antes.

PALABRAS CLAVE: Praderas de pastos marinos, *Thalassia*, Distribución, Colombia, Mar Caribe

ABSTRACT

Historic changes in the abundance and distribution of seagrass beds in the Cartagena Bay and neighboring areas (Colombia). The spatial distribution of seagrass beds within the Cartagena Bay and neighboring areas was reconstructed through comparative analyses of maps, aerial photographs and satellite imagery, as well as observations in the field for five time periods within the last six decades. From slightly more than 1,000 hectares of seagrass beds existing in 1935-45, only 76 remained in 2001, which is less than 8%. The loss rate of seagrass within the bay showed an inverse exponential pattern, whereas outside of the bay the tendency was linear. The almost disappearance of this community was probably raged by the reopening of the Canal del Dique early in the thirties, causing the introduction of important amounts of turbid freshwater and sediments into the bay, and subsequently accelerated by the rapid development of the industrial zone, spilling of polluted industrial and domestic waters, dredging and coastal development. The reduction of seagrass areas has been seemingly accompanied by changes in the structure of the animal community, becomig apparent through the evident disappearance of suspension feeding invertebrates which were so far dominant elements three decades earlier. The loss of seagrass

beds in the bay during the 20th century seems likely to be part of the long lasting human transformation process of this ecosystem, which started three centuries before.

KEY WORDS: Seagrass beds, *Thalassia*, Distribution, Colombia, Caribbean Sea

INTRODUCCIÓN

La ciudad de Cartagena de Indias, con una población cercana a los 900,000 habitantes (DANE, 1993: proyección para el año 2000), es un importante centro urbano, turístico, portuario e industrial en la costa del Caribe colombiano. Está enmarcada hacia el norte y oeste por el mar abierto y hacia el sur por la bahía de su mismo nombre (Figura 1). La bahía tiene una extensión aproximada de 80 km², incluyendo las ciénagas y caños asociados, una profundidad promedio de 21 m (Pagliardini *et al.*, 1982) y tuvo su origen en una cadena de formaciones coralinas orientadas paralelamente a la costa en sentido SW-NE, las que resultaron emergidas en el transcurso del Cuaternario debido a los movimientos glacioeustáticos (Burel y Vernet, 1982). La bahía está comunicada con el mar a través de dos bocas, pero el acceso al puerto se efectúa sólo a través de una de ellas, Bocachica, de unos 400 m de ancho, en el sector suroccidental de la bahía, en tanto que Bocagrande, aunque es la más cercana a la ciudad y es más amplia (1,300 m), es navegable sólo para embarcaciones de pequeño calado debido a una escollera artificial que la atraviesa y que restringe considerablemente el intercambio de masas de agua entre la bahía y el mar abierto (Andrade *et al.*, 1988).

Los rasgos geomorfológicos y las condiciones climáticas e hidrológicas, así como la interpretación de mapas antiguos (cf. Vernet *et al.*, 1977, 1984; Marco, 1988), permiten inferir que se trataba originalmente, al menos hasta el siglo XVIII, de una bahía semicerrada, de aguas relativamente calmas, transparentes y estenohalinas, bordeada por bosques de mangle en los sectores más internos y por playas y barras de arena en las áreas más dinámicas. Tales condiciones propiciaron el desarrollo de un ecosistema de mosaicos en el que las formaciones coralinas franjeantes y de parche se combinaban con praderas de pastos marinos y rodales de mangle en el interior de la bahía (cf. Vernet *et al.*, 1977; Pagliardini *et al.*, 1982; IDEADE, 1993). A partir de mediados del siglo XVII, mediante la interconexión de una serie de ciénagas y el dragado de caños que hacían parte de una antigua estructura fluvio-deltaica, se construyó el Canal del Dique con el fin de facilitar la comunicación entre Cartagena y el interior del continente a través del río Magdalena (Pagliardini *et al.*, 1982; Lemaitre, 1983). Por la desembocadura de ese canal se descargan desde entonces al interior de la bahía cantidades importantes de agua dulce y sedimentos, lo que sumado a otros factores antrópicos, principalmente en el transcurso del siglo XX, ha afectado las condiciones hidrográficas y sedimentológicas de la bahía hasta conferirle actualmente las características de un estuario, modificándose en consecuencia la estructura de las comunidades biológicas paulatinamente (IDEADE, 1993; INVEMAR, 1997).

Junto con las formaciones coralinas, las praderas de pastos fueron históricamente una de las comunidades biológicas sublitorales de mayor desarrollo en la bahía de Cartagena, ocupando extensiones importantes del fondo a lo largo del litoral y en numerosos bajos someros hasta hace unas cuantas décadas (Londoño, 1974; INVEMAR, 1997), por lo que

seguramente intervenían significativamente en los procesos físicos, químicos, geomorfológicos y biológicos de este sistema. La importancia de esta comunidad radica fundamentalmente en su capacidad de atrapar y estabilizar los sedimentos, en su elevada productividad biológica, en su significativa función en el reciclaje de nutrientes y en el suministro de alimento y protección a gran variedad de fauna durante toda o una parte importante de sus ciclos de vida (cf. Phillips y Meñez, 1988; Phillips y Durako, 2000).

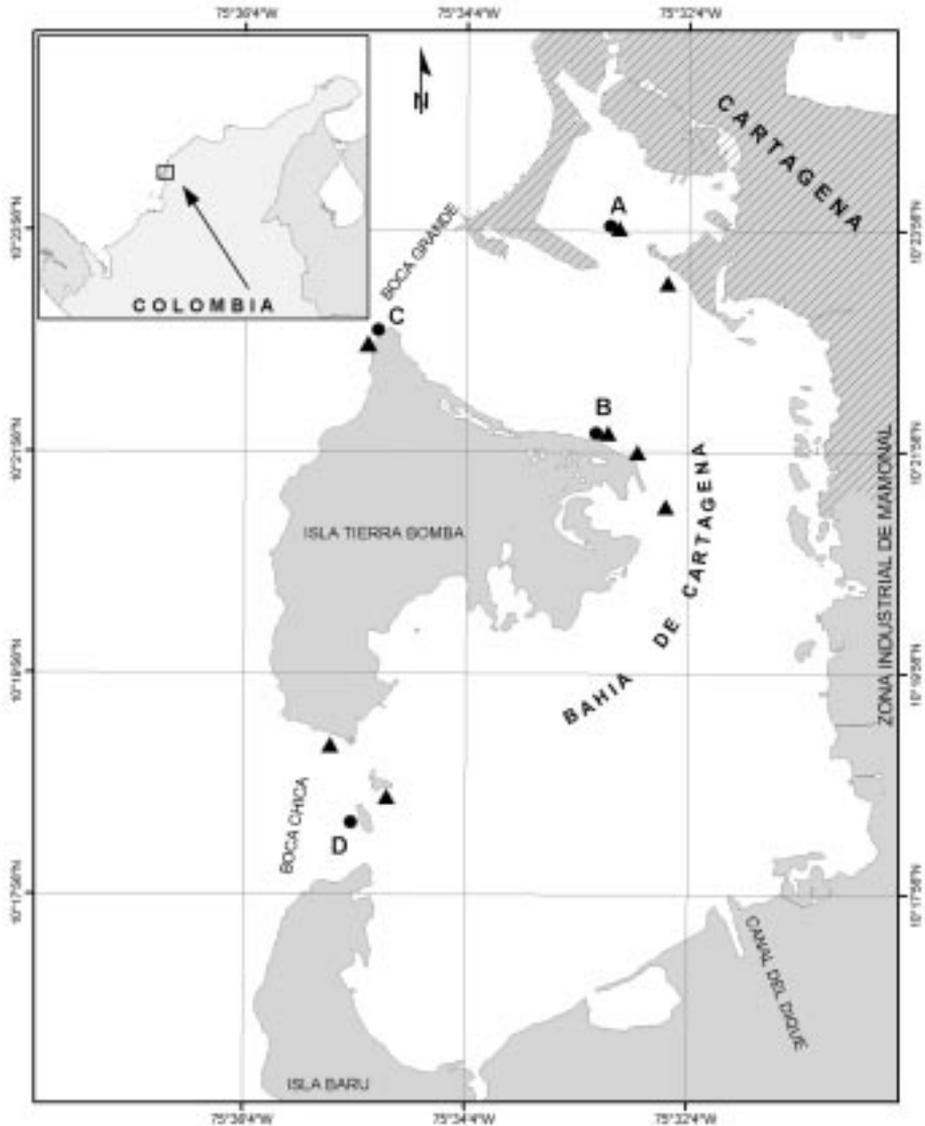


Figura 1. La bahía de Cartagena y alrededores. Los triángulos y círculos muestran la localización de los sitios donde se hicieron observaciones rápidas y detalladas respectivamente.

Con excepción de algunos estudios puntuales inéditos sobre la comunidad de los fondos de la bahía en los que se menciona la presencia y distribución general de los pastos marinos (cf. Londoño, 1974; Mora y Prieto, 1979; Herrera, 1994), no existen trabajos que documenten apropiadamente la cobertura y distribución de las praderas en ningún momento determinado, ni mucho menos los cambios espaciales o estructurales experimentados a través del tiempo. No obstante, parece ser un hecho innegable que las praderas de pastos marinos han experimentado una reducción considerable de su extensión e incluso han desaparecido de varios sectores de la bahía de Cartagena en las últimas décadas (IDEADE, 1993; INVEMAR, 1997). La magnitud y consecuencias ecológicas de la erradicación total y parcial de la comunidad de pastos marinos en muchas partes del mundo han sido sintetizadas recientemente (Phillips y Durako, 2000; Jackson *et al.*, 2001).

El propósito del presente trabajo es documentar históricamente los cambios cuantitativos en abundancia y distribución de las praderas de fanerógamas marinas en la bahía de Cartagena en el transcurso de las últimas seis décadas y analizar, a la luz de las evidencias disponibles, las causas y consecuencias de tales cambios.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está enmarcada dentro de las coordenadas 10° 16' y 10° 25' 30" N, y 75° 30' y 75° 36' W, que abarca toda la bahía de Cartagena y la costa abierta al mar desde el sector enfrente del centro colonial de la ciudad, en el norte, hasta las inmediaciones de isla Abanico en el sector de Bocachica en el sur, incluyendo la costa externa de la isla de Tierra Bomba (Figura 1). Como referencia básica del contorno de la línea de costa y batimetría actual del área se tomó la carta de navegación COL 261, a escala 1:25.000 (1997). La escala de trabajo fue de 1:50.000, que corresponde aproximadamente a la menor de las resoluciones de la serie analizada de fotografías aéreas.

Los productos de sensores remotos han demostrado ser una herramienta muy útil para determinar la presencia, extensión y características de hábitats marinos sumergidos (cf. Edwards, 2000). Como en muchas otras partes del mundo, las fotografías aéreas han sido empleadas exitosamente también en Colombia para la elaboración de mapas de hábitats submarinos, particularmente los asociados a formaciones de coral en aguas relativamente transparentes de profundidades de hasta 30 m, incluyendo praderas de pastos marinos, a escalas de hasta 1:20.000 (p ej. Genet, 1992, Díaz *et al.*, 1996 López-Victoria y Díaz, 2000). En el caso de las praderas densas constituidas por *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, que son las especies predominantes en el mar Caribe, los mapas elaborados con fotografía aérea alcanzan una precisión cercana al 100% (Shepard *et al.*, 1995), muy superior a la de las imágenes satelitales de SPOT y Landsat TM (40-56%) y similar a la de imágenes de CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager, Mumby y Green, 2000). Únicamente en el caso de praderas de escasa densidad de plantas, la precisión de los mapas logrados con imágenes (72%) supera a la de la fotografía aérea (40%) (Mumby y Green, 2000).

Los mapas secuenciales de distribución de las praderas en el área de estudio fueron elaborados a partir de fotografías aéreas pancromáticas en blanco y negro (escala entre 1:25.000 y 1:45.000) obtenidas en 1945, 1950, 1954, 1956, 1957, 1961, 1968,

1971, 1976, 1985 y 1991 por el Instituto Geográfico “Agustín Codazzi”, complementadas con un análisis no supervisado de una imagen Landsat TM del 2001 (resolución espacial: 30x 30m) con ayuda del programa PCI. Puesto que no en todos los casos la cobertura espacial de las fotografías era total, la información extractada de éstas debió ser simplificada agrupándola por décadas o períodos más largos; así, los mapas restituidos representan situaciones “promedio” para ciertos períodos de tiempo, siendo resultado de complementar mapas de cobertura parcial en distintos años del período correspondiente. De otra parte, aunque la secuencia histórica abarca un período de 65 años, en los que han ocurrido algunas modificaciones de la línea de costa, los contornos del litoral en todos los mapas es el mismo para facilitar la comparación visual entre los períodos y corresponde a la situación de 1994 según la carta náutica Col-261 de la Dirección General Marítima de Colombia, digitalizada a escala 1:25,000. Sin embargo, ello no afecta el cálculo de las áreas de distribución de las praderas para los distintos períodos. La carencia de suficiente material fotográfico e información complementaria impidieron una restitución completa y confiable para el período comprendido entre 1972 y 1984, por lo que la situación de las praderas de pastos en dicho período se infirió de la situación inmediatamente previa (1961-71) y posterior (1985-91) al mismo.

Las primeras fotografías aéreas de la zona datan de 1945, pero su escasa cobertura y resolución no permitieron una restitución confiable y completa de la situación de las praderas en esa época. Sin embargo, algunos rasgos que pueden observarse en los sectores cubiertos por dichas fotografías (costa norte de Tierra Bomba - Bocagrande), junto con información extraída de la carta de navegación H.O. 5690 del US Hydrographic Service de 1935, cotejada con rasgos morfológicos y topográficos evidentes en las series de fotografías posteriores, así como información histórica descriptiva de las características de la bahía en la primera mitad del siglo XX (Lemaitre, 1983; Marco, 1988), permitieron reconstruir un esquema general aproximado pero suficientemente confiable de la distribución de las praderas entre 1935 y 1945, el cual representa la base de referencia de la situación previa a la década de 1950.

Información adicional complementaria fue extractada de mapas, cartas de navegación trabajos faunísticos y ecológicos, en su mayoría inéditos, que hacen referencia a la presencia de praderas de pastos en el área (p. ej. Londoño, 1974; Mora y Prieto, 1979; Herrera, 1994). Los mapas fueron digitalizados y analizados en un sistema de información geográfica (ArcInfo- ArcView).

Entre el 18 y el 20 de mayo de 2001 se realizó el trabajo de campo empleando una embarcación menor a motor. Se hicieron observaciones rápidas de verificación de la presencia de pastos, de la profundidad y de la composición específica y densidad estimada de las praderas en 12 sitios puntuales y a lo largo de trayectos recorridos por un buzo halado desde la embarcación. Los sitios de observación fueron geoposicionados mediante un GPS portátil. Observaciones más detalladas, que incluyeron además características y profundidades del fondo, conteo de vástagos de *Thalassia* en 10 cuadrantes de 50 x 50 cm dispuestos al azar sobre el fondo, colecta aleatoria de 10 hojas de *Thalassia* para determinar sus dimensiones desde la base de los vástagos e inventario y colecta de muestras de la macrobiota asociada, se efectuaron en dos de los sitios dentro de la bahía y en dos fuera de ésta, donde el tamaño de las praderas y la densidad de plantas lo ameritaba (Figura 1). El área barrida total por cada uno de los métodos empleados (aprox.

60 m² en cada sitio) fue aproximadamente el mismo tanto en el interior como en el exterior de la bahía. En estos mismos sitios se colectaron aleatoriamente 10 hojas de cada especie de pasto para determinar su tamaño y eventualmente ejemplares de fauna y algas para su identificación posterior.

RESULTADOS

La extensión aproximada de las praderas en 1935-45 era de unas 1,011 hectáreas, de las cuales 846 (84%) se hallaban en el interior de la bahía y 165 (16%) distribuidas en forma dispersa a lo largo de la costa hacia mar abierto (Figura 2). Aunque la distribución muestra un patrón relativamente homogéneo, se evidencia una mayor concentración de praderas en la mitad sur de la bahía, lo que aparentemente era favorecido por una mayor cantidad de zonas planas de poca profundidad a lo largo del litoral, así como de numerosos bajos someros aislados.

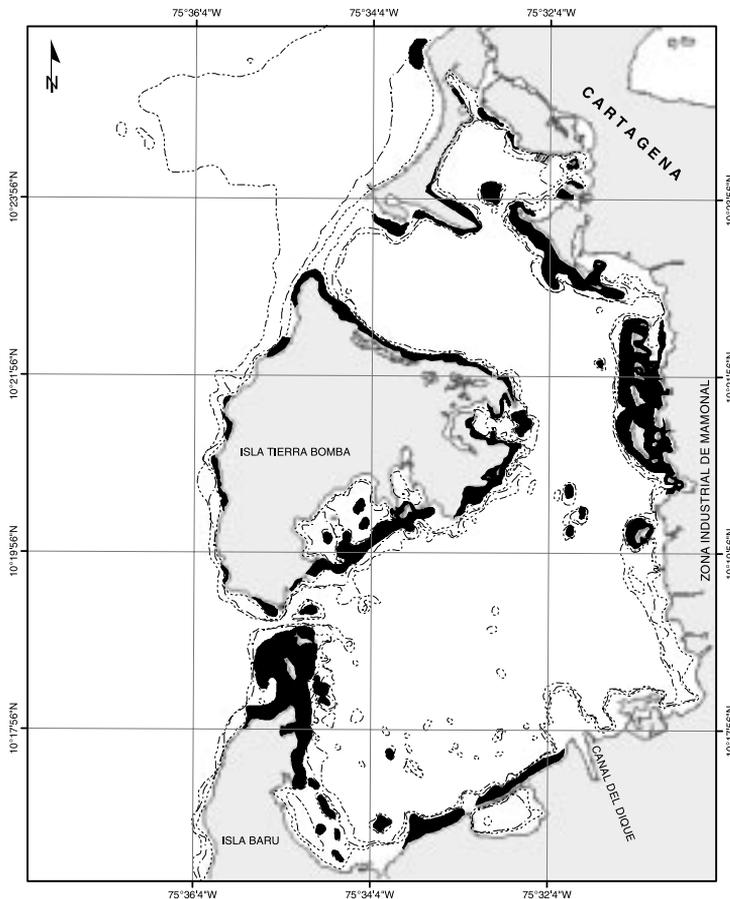


Figura 2. Distribución de las praderas de pastos marinos en el período 1935-1945.

En 1951- 1957 (Figura 3) las praderas ocupaban una extensión de aproximadamente 375 hectáreas, 255 (71%) de ellas dentro de la bahía y 120 (29%) fuera de ésta. La reducción del área total ocupada por las praderas con respecto a la situación anterior fue de 636 ha. En otras palabras, aproximadamente el 63% de la extensión de referencia desapareció en el transcurso de tan sólo 10-25 años, lo que significa que unas 42 ha. de praderas desaparecieron cada año, asumiendo un intervalo de 15 años. No obstante, el cambio fue mucho más drástico en las praderas del interior de la bahía, especialmente en los sectores sur y sureste, donde la reducción del área ocupada previamente fue del 70%, en tanto que las praderas frente a la costa abierta experimentaron una reducción menos significativa, de aproximadamente el 27%.

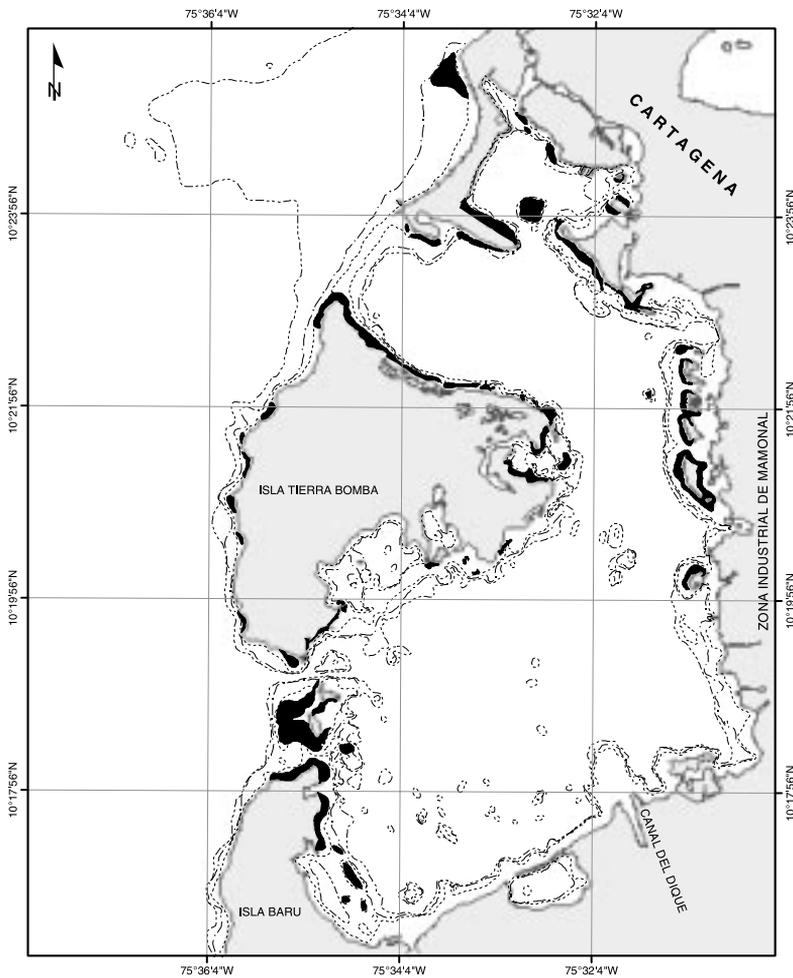


Figura 3. Distribución de las praderas de pastos marinos en el período 1951-1957.

En 1961- 1971 (Figura 4), la extensión total de las praderas era de aproximadamente 233 ha., lo que equivale a una reducción aproximada del 38% en el transcurso de una década (a una tasa de aproximadamente 12 ha./año) y de casi 77% con respecto a la situación de referencia. 155 ha, (67%) de praderas había en el interior de la bahía y 77 (33%) se distribuían a lo largo de la costa de mar abierto. Entre este y el período anterior la reducción relativa de la extensión fue similar en el interior (40%) y en el exterior (36%) de la bahía.

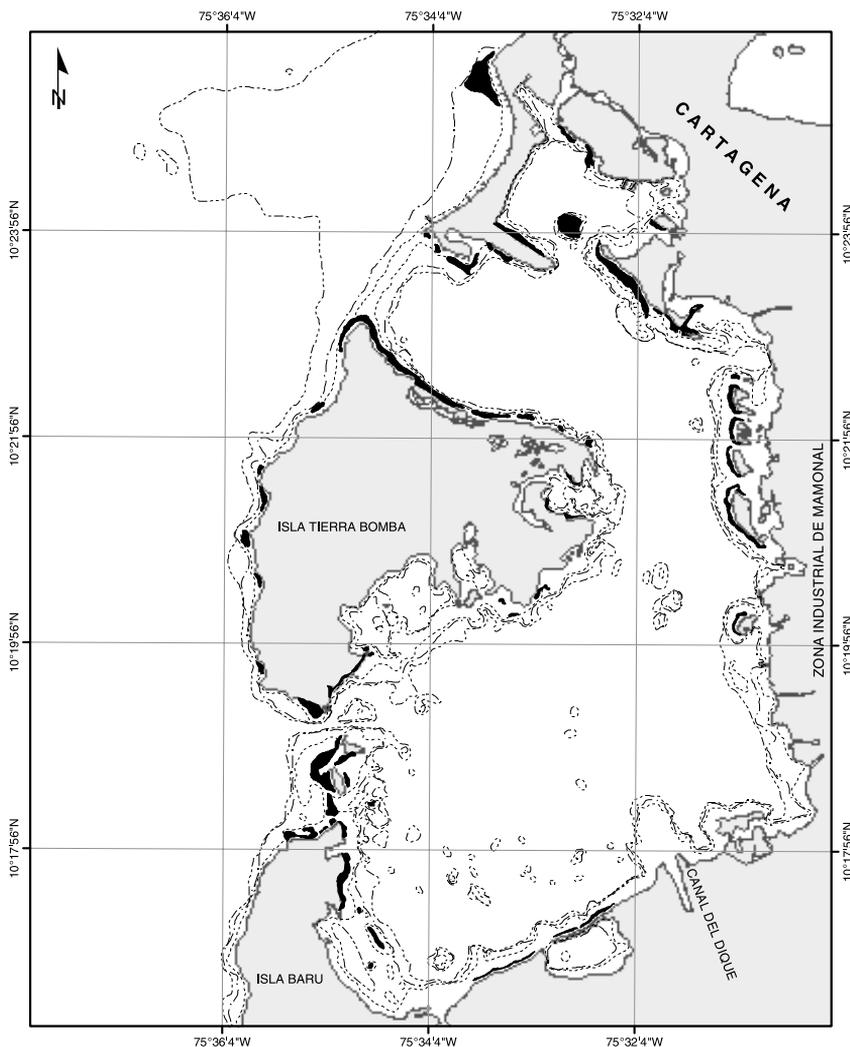


Figura 4. Distribución de las praderas de pastos marinos en el período 1961-1971.

En 1985- 1991 (Figura 5) las praderas ocupaban una extensión total aproximada de 150 ha., es decir, aproximadamente 35% menos que en el período anterior (tasa aproximada de pérdida: 4 ha./año) y 85% menos que en la situación de referencia de

1935-1945. De la extensión total en este período, 98 ha. (65.5%) se distribuían en el interior de la bahía, en tanto que las praderas de la costa abierta al mar ocupaban 52 hectáreas (34.5%). La reducción relativa con respecto al período anterior fue nuevamente similar en el interior (37%) y en el exterior (34%) de la bahía.

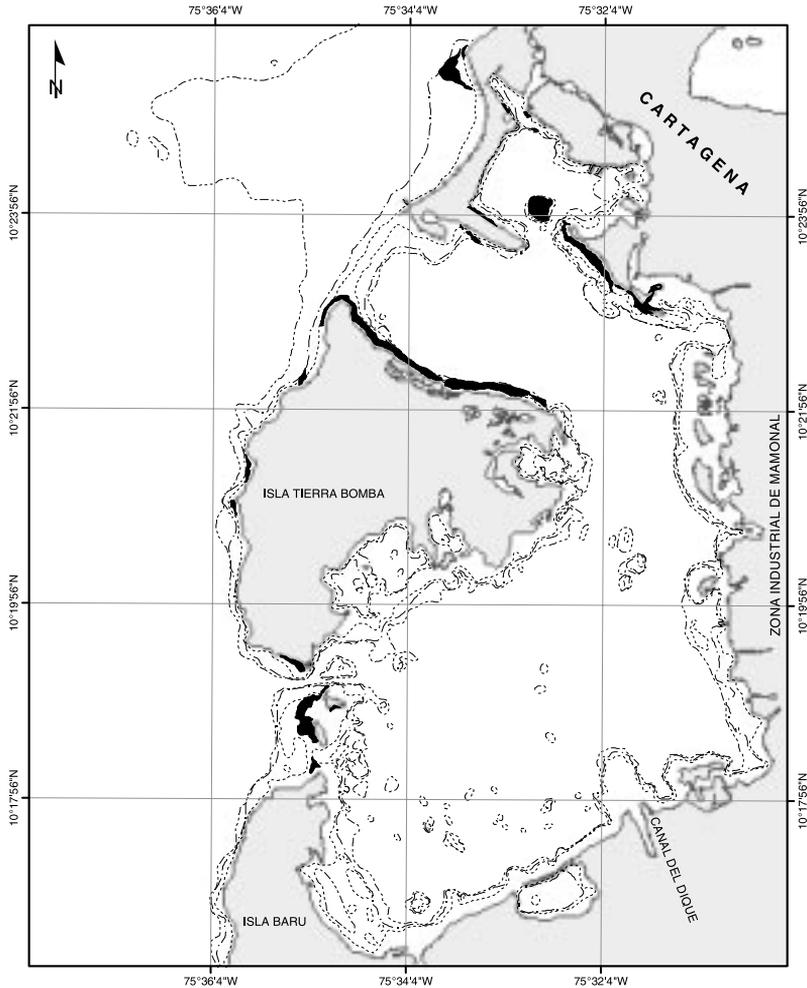


Figura 5. Distribución de las praderas de pastos marinos en el período 1985-1991.

Finalmente, el análisis comparativo de las fotografías aéreas del año 1991 con la imagen Landsat de febrero de 2001 y la verificación de campo en mayo de ese mismo año, revelaron que la extensión remanente de praderas en el área era de apenas 76 ha. en el 2001 (Figura 6), esto es, casi la mitad de la del período anterior 1985-91 (tasa aproximada de pérdida: 5,6 ha./año) y tan sólo 7,6% de la existente en 1935-45. Entre este y el período anterior la reducción relativa fue muy superior en las praderas del exterior de la bahía (71%)

donde apenas restaban 18 ha. en 2001, confinadas en pequeños rodales dispersos. En el interior, las praderas redujeron su extensión adicionalmente en un 30% y su distribución está limitada a lo largo de la costa norte de Tierra Bomba y al plano superior de una bajo aislado (bajo de la Virgen) en la parte central de la bahía Interna de la ciudad.

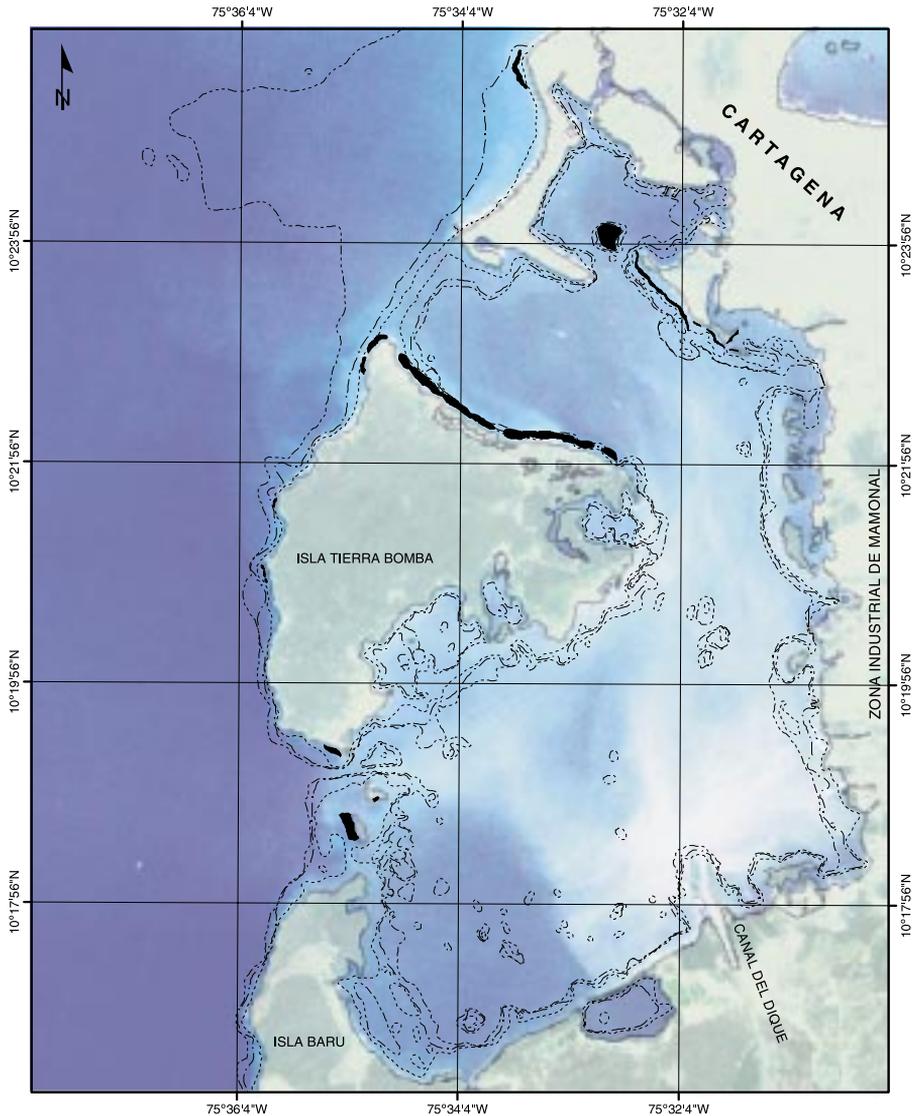


Figura 6. Imagen Landsat TM de febrero de 2001, mostrando la distribución de las praderas de pastos marinos. La tonalidad clara en las aguas de la bahía denota la turbidez producida por las descargas del canal del Dique.

La figura 7 ilustra gráficamente la reducción progresiva de la extensión de las praderas de pastos marinos en el área en el transcurso de seis décadas. Como se aprecia, el patrón de reducción muestra una tendencia exponencial inversa en el interior de la bahía, mientras que en la parte exterior la tendencia ha sido lineal.

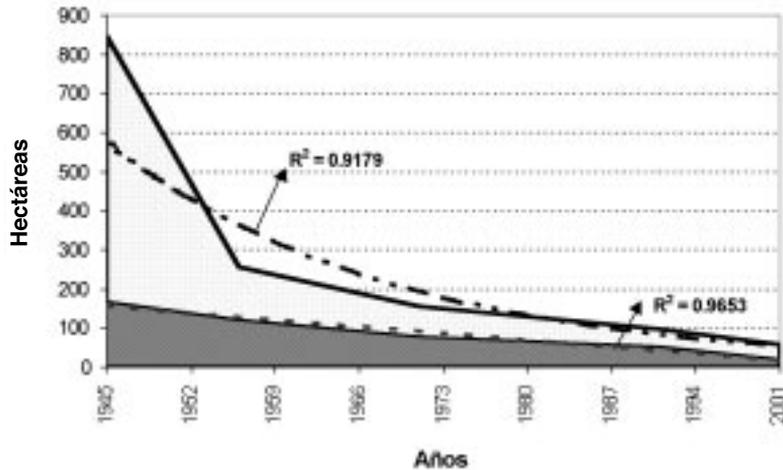


Figura 7. Variación en el tiempo de la extensión de las praderas de pastos marinos en el interior (zona punteada) y en la parte externa (zona de rayas oblicuas) de la bahía de Cartagena entre 1945 y 2001. Se muestra la tendencia (líneas interrumpidas) y el índice de correlación para ambos casos.

Las praderas que aún restan dentro del área están dominadas por *Thalassia testudinum*, a veces entremezclada con *Syringodium filiforme* en praderas de poca densidad y especialmente en las localizadas fuera de la bahía. Se desarrollan en el interior de la bahía predominantemente sobre fondos de arena gruesa o mixta bioclástica, frecuentemente con fragmentos de coral muerto, a profundidades entre 1 y 2,5 m; en la más densa (estación A) se contabilizó un promedio de 455 vástagos/m² de *Thalassia* (DS = 141,75). Afuera de la bahía el sustrato tiende a ser más fino y a tener un mayor componente litoclástico, y la mayor densidad (estación D) correspondió a 382 vástagos/m² de *Thalassia* en promedio (DS = 148,80). Las hojas de *Thalassia* mostraron una tendencia a ser más anchas [estación A: 1,39 cm (DS = 0,1); estación B: 1,16 cm (SD = 0,1)] y largas [estación A: 20,29 cm (DS = 6,1); estación B: 21,11 cm (DS = 5,4)] en el interior de la bahía que afuera de ésta [(estación C: 0,99 cm de ancho (DS = 0,1) y 15,7 cm de largo (DS = 5,1); estación D: 1,07 cm de ancho (DS = 0,2) y 17,7 cm de largo (DS = 5,4)].

De acuerdo con nuestras observaciones, las macroalgas más frecuentes y abundantes asociadas a las praderas fueron *Codium* spp., *Caulerpa* spp., *Halimeda opuntia*, *Gracilaria* spp. y *Enteromorpha intestinalis*, las cuales participan con la biomasa vegetal total en una proporción relativamente alta, que puede llegar a equivaler al 50% en el interior de la bahía.

La macrofauna epibentónica registrada en los sitios de praderas visitados en el interior de la bahía constó de 19 especies (Tabla 1), entre las que se destacaron por su frecuencia y abundancia los gasterópodos *Modulus carchedonius* y *Vasum muricatum*, los cangrejos *Calcinus tibicen* y *Pilumnus sayi* y el ascidiáceo colonial *Botrylloides* sp., éste último recubriendo conspicuamente las hojas de *Thalassia*. En los sitios afuera de la bahía se

contabilizó un total de 33 especies, entre las que predominaron varias esponjas (*Amphimedon erina*, *Niphates erecta*, *Cynachyrella* sp., entre otras), el gasterópodo *Strombus raninus* y el erizo *Lytechinus variegatus* (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de fauna registradas en las praderas de pastos marinos dentro y fuera de la bahía de Cartagena en mayo de 2001. X: rara, ocasional; XX: frecuente; XXX: abundante, común.

| Grupo | Especie | Interior | Exterior |
|---|---------------------------------|----------|----------|
| Esponjas | <i>Eurypon laughlini</i> | X | |
| | <i>Haliclona caerulea</i> | X | |
| | <i>Desmapsamma anchorata</i> | X | X |
| | <i>Placospongia</i> sp. | X | |
| | <i>Amphimedon erina</i> | | XXX |
| | <i>Cynachyrella</i> sp. | | XXX |
| | <i>Ectyoplasia ferox</i> | | X |
| | <i>Clathria schoenus</i> | | X |
| | <i>Halichondria melanodocia</i> | | XXX |
| | <i>Tedania ignis</i> | | X |
| | <i>Mycale laevis</i> | | X |
| | <i>Aplysina cauliformis</i> | | X |
| | <i>Niphates erecta</i> | | XXX |
| | <i>Tethya</i> sp. | | X |
| Corales | <i>Millepora complanata</i> | | X |
| | <i>Diploria clivosa</i> | | X |
| | <i>Siderastrea radians</i> | | X |
| Anémonas | <i>Bartholomea annulata</i> | | X |
| Moluscos (Bivalvia) | <i>Anadara notabilis</i> | | X |
| | <i>Atrina seminuda</i> | X | X |
| (Gastropoda) | <i>Pinna carnea</i> | | X |
| | <i>Cerithium eburneum</i> | X | |
| | <i>Cerithium litteratum</i> | X | X |
| | <i>Modulus carchedonius</i> | XX | |
| | <i>Strombus raninus</i> | | XX |
| | <i>Murex messorius</i> | X | |
| | <i>Phyllonotus pomum</i> | X | |
| | <i>Thais</i> sp. | | X |
| | <i>Melongena melongena</i> | | X |
| | <i>Vasum muricatum</i> | XX | X |
| Poliquetos | <i>Bispira</i> sp. | | X |
| | <i>Eupolymnia</i> sp. | | X |
| | <i>Hermodice carunculata</i> | | X |
| Crustáceos (Decapoda) | <i>Calcinus tibicen</i> | XX | |
| | <i>Carpillus corallinus</i> | X | |
| | <i>Clibanarius tricolor</i> | X | |
| | <i>Pilumnus sayi</i> | XX | X |
| | <i>Petrolisthes galathinus</i> | | X |
| | <i>Mithrax forceps</i> | | X |
| Equinodermos (Asteroidea) (Echinoidea) | <i>Oreaster reticulatus</i> | X | |
| | <i>Lytechinus variegatus</i> | X | XX |
| | <i>Echinometra lucunter</i> | | X |
| Tunicados | <i>Botrylloides</i> sp. | XXX | |
| | <i>Rhopalaea</i> sp. | X | |
| | <i>Ascidia</i> sp. | | X |
| Total | | 19 | 33 |

DISCUSIÓN

Las diferencias en calidad y escala de las aerofotografías empleadas en la reconstrucción de la situación en los distintos períodos de tiempo, y el hecho mismo de tener que recurrir a fotografías tomadas en distintos años y seguramente bajo condiciones meteorológicas diferentes, obligan a considerar con cierta cautela la precisión de los mapas y de los datos estimados de las áreas ocupadas por las praderas.

Aunque la respuesta en textura y tono de gris de las praderas densas (biomasa de hojas superior a 80 g/m^2) compuestas predominantemente por *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* permiten discriminarlas en la fotografía pancromática con una precisión cercana al 100%, superior en todo caso a la que se logra para otros hábitats sumergidos (Sheppard *et al.*, 1995, Mumby y Green, 2000) tal precisión se ve considerablemente reducida (50-70%) en praderas cuya densidad es media y baja (Edwards, 2000). Adicionalmente puede presentarse cierta inexactitud en el tamaño y forma de los polígonos en el caso de praderas cuyos límites son difusos y se “diluyen” poco a poco dando paso a fondos desnudos o cubiertos por algas (cf. Sheppard *et al.*, 1995). La imprecisión de este tipo es difícil de estimar sin corroboraciones en el campo, lo que es obvio en la reconstrucción de las situaciones en los períodos previos al año 2001, pero en todo caso condujeron probablemente a la subestimación en general de las áreas con cobertura de pastos hasta en un 20-30%. Sin embargo, es permisible asumir que la magnitud de esa subestimación aplica para cada uno de esos períodos por igual y que el error fue una constante, lo que no afecta la validez del análisis comparativo de las coberturas entre los períodos. En cambio, los valores absolutos de la extensión ocupada por las praderas en los distintos períodos deben tomarse con cautela, y sirven principalmente como referencias comparativas para establecer las tendencias en el tiempo.

El análisis comparativo reveló claramente que la cobertura de las praderas de pastos marinos en los fondos de la bahía de Cartagena y áreas aledañas se ha reducido rápida y drásticamente en el transcurso de las últimas seis décadas, hasta el punto que actualmente (2001) existe tan sólo un reducto de pequeñas áreas discretas cuya extensión total es menos del 10% de la existente en la primera mitad del siglo XX.

El proceso de reducción de la cobertura en el interior de la bahía mostró una tendencia exponencial inversa. Así, la pérdida de áreas cubiertas fue extraordinariamente elevada en los años comprendidos entre 1940 y 1960 (alrededor de 40 ha. por año), reduciéndose paulatinamente la tasa hasta hacerse casi constante (unas 4,5 ha. por año) en los últimos 15 años. Asimismo, resultó evidente que la desaparición de áreas cubiertas por pastos en las primeras dos décadas ocurrió principalmente en el sector suroriental de la bahía, donde originalmente existían las mayores extensiones de praderas. Tras la rápida desaparición de las praderas en ese sector, el proceso se extendió progresivamente, aunque en forma menos rápida, propagándose hacia otros sectores de la bahía. Ello sugiere que el factor que determinó el inicio del proceso de desaparición de las praderas, aunque a la postre se manifestó en toda el área, tuvo su foco principal en el sector suroriental de ésta. Las obras de ampliación y dragado del canal del Dique, que permitieron restablecer la comunicación fluvial entre Cartagena y el río Magdalena en la década de 1920 (Lemaitre, 1983) significaron un aporte de aguas dulces y sedimentos a la bahía, que antes de tales obras era irregular y de menor magnitud, provocando seguramente cambios drásticos en las condiciones de salinidad, transparencia y sedimentación en el sector

aledaño a su desembocadura en la parte sureste de la bahía, y consecuentemente alteraciones en la distribución y estructura de las praderas de pastos y formaciones coralinas en dicho sector (IDEADE, 1993; INVEMAR, 1997),

En las décadas de 1950 y 1960, con la creación y vertiginosa expansión del complejo industrial de Mamonal (Borda y Durán, 1991), apareció un factor adicional que contribuyó decisivamente a la degradación de las praderas de pastos y otras comunidades del sector sureste de la bahía; la remoción de amplias extensiones de terreno, incluyendo rellenos, destrucción de manglares y construcciones en el litoral para la instalación de las industrias, el dragado de fondos para permitir el acceso de embarcaciones de gran calado y los vertimientos de aguas residuales con altas temperaturas, además de hidrocarburos, metales pesados, nitratos, fosfatos y organoclorados, condujeron a la desaparición de amplias extensiones de pastos marinos en ese sector (Pagliardini *et al.*, 1982; IDEADE, 1993). En 1962 se puso en servicio el sistema de alcantarillado de Cartagena (Borda y Durán, 1991), el cual evacua actualmente unos 62.000 m³/día de aguas servidas en el sector central de la bahía (Garay y Castro, 1996) aportando una cantidad importante de materia orgánica, contribuyendo decisivamente a la eutroficación del sistema (Pagliardini *et al.*, 1982) y alterando en consecuencia las condiciones para el desarrollo de los pastos marinos. El hecho de que el intercambio de aguas entre la bahía y el mar abierto sea muy limitado durante parte del año (Andrade *et al.*, 1988) hace aún más significativo el efecto de estas descargas. Finalmente, el incremento progresivo de la actividad portuaria, el desarrollo de infraestructura turística, incluyendo rellenos sobre el litoral, construcción de muelles, dragados y obras de estabilización de la línea de costa, además de una nueva rectificación del canal del Dique en 1982 (Lemaitre, 1983), contribuyeron a nivel local y general, respectivamente, a la erradicación gradual de las praderas que aún en la década de 1970 se extendían a lo largo de la costa oriental de Tierra Bomba y en algunos sectores en el norte de la bahía (cf. Londoño, 1974) cubriendo un área aproximada de 150 ha., más del doble de la existente en 2001.

La tendencia lineal del proceso de reducción de la cobertura de las praderas del exterior de la bahía, donde actualmente existen pequeñas áreas discretas que representan un remanente del 10% con respecto a la situación original, sugiere que el deterioro de las condiciones para su desarrollo ha sido constante a través del tiempo y causado principalmente por la influencia de las aguas de la bahía afectadas por los factores arriba mencionados, aunque probablemente otros factores antrópicos y naturales en el ámbito local (pesca con métodos destructivos, tráfico de embarcaciones, construcción de infraestructura) y general (dinámica sedimentológica, perturbaciones meteorológicas) han contribuido también al proceso.

El ancho de las hojas de *Thalassia* en una población suele reflejar el grado de estrés ambiental de las praderas (CARICOMP, 1997), pero en este caso la diferencia hallada en el menor ancho de las hojas dentro y fuera de la bahía parece estar más relacionado con el estrés causado por la mayor turbulencia del agua en la parte externa que con el causado por la calidad de las aguas en el interior de la bahía (mayor turbidez, menor salinidad y mayor contaminación).

Londoño (1974) registró en las praderas del interior de la bahía, aún a comienzos de la década de 1970, la presencia de más de 30 especies de macrofauna epibentónica, destacándose en abundancia las esponjas, los gastrópodos (incluyendo al caracol pala *Strombus gigas* y *S. pugilis*, con densidades de hasta aproximadamente un individuo cada 3 m²), bivalvos epibentónicos (poblaciones densas de *Brachidontes* sp. y *Modiolus* sp. y *Pinna* sp., entre

otros), holotúridos, erizos (*Lytechinus variegatus*, *Tripneustes ventricosus*) y estrellas de mar (*Oreaster reticulatus*, *Luidia* sp.). En nuestras observaciones, ninguno de los grupos y especies mencionadas fueron registradas en abundancia y varios de ellos no fueron siquiera avistados. Por ejemplo, los bivalvos *Brachidontes* sp. y *Modiolus* sp., de cuya presencia no obtuvimos ninguna evidencia, pero cuya abundancia en las pradera fue aún notable en los tres sitios estudiados por Londoño (1974) en la bahía, aportando cerca del 25% del total de la biomasa animal bentónica, si no resultaron completamente erradicados, al menos sus poblaciones menguaron drásticamente en el transcurso de las tres últimas décadas. La desaparición o reducción drástica de poblaciones de estas y otras especies filtradoras (esponjas, ascidias, algunos crustáceos) y la disminución de la cobertura espacial de las praderas de pastos son signos inequívocos de la transformación de la estructura trófica del sistema, de uno dominado por producción primaria bentónica a otro dominado por producción primaria planctónica y elevada producción microbiana, un proceso semejante al ocurrido también en otras áreas en las que la eutroficación ha sido identificada como uno de los factores que han causado reducción en la abundancia de praderas de pastos marinos (cf. Orth y Moore, 1983; Fourqurean y Roblee, 1999).

Estudios sedimentológicos y análisis comparativos de mapas antiguos y series de aerofotografías han mostrado que las costas y fondos someros de la bahía de Cartagena han experimentado cambios morfológicos notorios desde el siglo XVI (cf. Vermette *et al.*, 1977, 1982), los que seguramente han producido alteraciones en la dinámica de las aguas y el régimen sedimentológico y modificado hasta cierto punto la estructura de las comunidades bióticas. Algunos cambios han hecho parte de la dinámica natural del sistema y han ocurrido en el transcurso de largos períodos de tiempo, permitiendo seguramente en muchos casos la “adaptación” gradual de las comunidades bióticas más elásticas. Sin embargo, los impactos humanos, algunos severos, iniciados ya en tiempos coloniales (p. ej. la apertura del canal del Dique en el siglo XVII y el bloqueo de la entrada a la bahía por la Bocagrande en el XVIII, cf. Pagliardini *et al.*, 1982; Lemaitre, 1983), se han ido acrecentando vertiginosamente en magnitud, tasa de cambio, diversidad de procesos y cobertura espacial. Estos impactos, actuando sinérgicamente, han conducido a la transformación radical del sistema: de uno con características preponderantemente estenohalinas, aguas relativamente transparentes y oligotróficas cuyos fondos albergaban mosaicos de comunidades coralinas, pastos marinos y las propias de fondos sedimentarios dominadas por organismos filtradores, a otro con características eurohalinas, de aguas turbias, eutróficas, contaminadas por hidrocarburos, sustancias organocloradas y metales pesados (cf. Pagliardini *et al.*, 1982; INVEMAR, 1997), y fondos contaminados e hipóxicos, que albergan comunidades con muy poca producción primaria y dominadas por bacterias (cf. INVEMAR, 1997).

La magnitud, causas y consecuencias ecológicas de la erradicación total y parcial de la comunidad de pastos marinos en varias partes del mundo han sido sintetizadas recientemente por Phillips y Durako (2000) y Jackson *et al.* (2001). Aunque la secuencia histórica de los factores causantes de la degradación y desaparición de la comunidad de pastos marinos no es necesariamente la misma en todas partes, las consecuencias ecológicas son muy similares a nivel global y están conduciendo paulatinamente al colapso generalizado de estos ecosistemas costeros (Jackson *et al.*, 2001).

La relativa abundancia de pastos existente en los fondos someros de la bahía en la primera mitad del siglo XX era ya probablemente consecuencia de un proceso de

transformación antrópica iniciado en el siglo XVII. Así, el hecho de que buena parte de las praderas se desarrollaron sobre bajos coralinos de edad reciente, como lo evidencian los rasgos geomorfológicos (cf. Vernet *et al.*, 1977; Molina *et al.*, 1998), los procesos sedimentológicos (cf. Pagliardini *et al.*, 1982) y la abundancia de fragmentos coralinos sobre el fondo (en su mayoría *Porites porites*, Obs. Pers.), sugieren que ante el paulatino desmejoramiento de las condiciones para el desarrollo óptimo de los corales (turbidez, sedimentación, dulcificación de las aguas, aumento en la temperatura del agua), los pastos se vieron favorecidos e invadieron el espacio antes ocupado por las formaciones de coral. A manera de corolario, la figura 8 ilustra la secuencia histórica de las actividades humanas que han desencadenado procesos que afectaron las condiciones ecológicas en la bahía de Cartagena causando la degradación y erradicación de las comunidades de pastos marinos y de coral. Aunque no existe información al respecto, no se descarta la posibilidad de que en el proceso de degradación y reducción de las praderas en el área de Cartagena hayan intervenido también agentes patógenos que han causado la reducción de importantes extensiones en otras regiones, como en Florida Bay, USA (Zieman *et al.*, 1999).

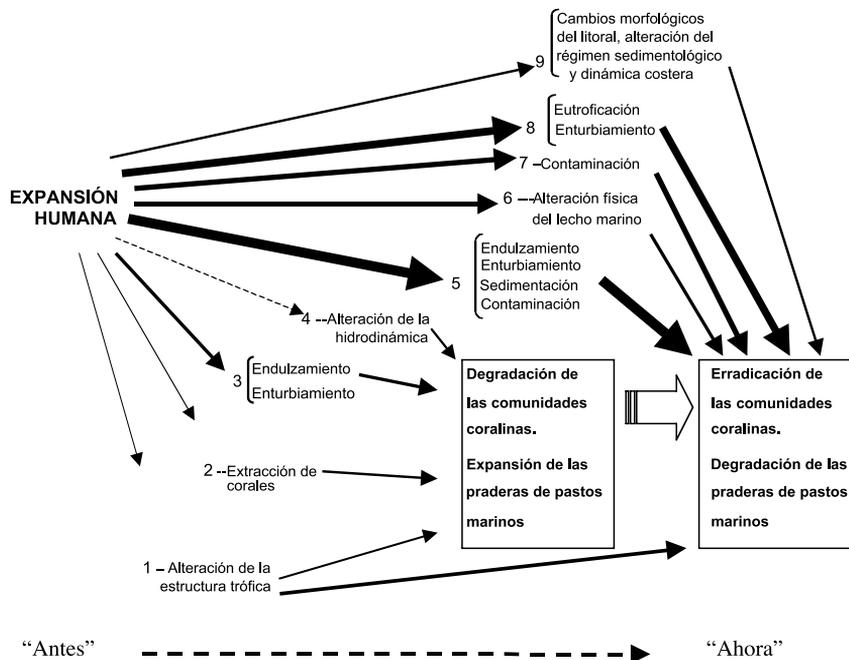


Figura 8. Reconstrucción de la secuencia histórica de las actividades humanas y de los efectos producidos en la bahía de Cartagena que condujeron a la degradación y erradicación de las comunidades de pastos marinos y de coral. 1, pesca y extracción de alimentos (actividad practicada desde tiempos precolombinos, cf. IDEADE, 1993); utilización de roca coralina para construcción de viviendas e infraestructura militar (siglos XVI-XVIII, cf. Lemaitre, 1983); 3, apertura del canal del Dique (1652, Lemaitre, 1983); 4, bloqueo del acceso a la bahía por Bocagrande (1770, Lemaitre, 1983); 5, reapertura y direccionamiento del canal del Dique, en 1934 y 1982, Lemaitre, 1983); 6, relleno de terrenos y dragados (1955-2001, cf. Borda y Durán, 1991; obs. Pers.); 7, vertimiento de aguas industriales (1958.-2001, Borda y Durán, 1991; J. A. Garay, Com. Pers.); 9, construcción de espolones, muelles e infraestructura turística (1960-2001, Lemaitre, 1983, Obs. Pers.)

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos sinceramente el apoyo recibido por el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas de la Armada Nacional (CIOH) durante el trabajo de campo para la realización de este estudio. Por la invaluable ayuda en el campo y el suministro de los datos de fenología de los pastos y las especies de fauna y flora asociadas agradecemos en INVEMAR a Lina M. Barrios, Paula A. Castillo y Phánor Montoya. Deysi Figueroa colaboró en la preparación de los mapas. Daniel Rozo y Pilar Lozano brindaron su valiosa asesoría en el procesamiento y análisis de las imágenes de satélite y la elaboración digital de los mapas. Reconocimiento especial a Jesús A. Garay por sus comentarios y suministro de información. Esta investigación fue posible gracias al apoyo financiero de COLCIENCIAS (Proyecto No. 210509-10400).

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, C.A., F.A. Arias e Y.F. Thomas. 1988. Nota sobre la turbidez, circulación y erosión en la región de Cartagena (Colombia). Bol. Cient. CIOH, 8:71-82.
- Borda, J.A y G. J. Durán. 1991. Cartagena Industrial. Inversiones Borda Caldas, Compulaser Publicidad, Cartagena, 143 pp.
- Burel, T. y G. Vernette, 1982. Huellas de la última transgresión marina en la Bahía de Cartagena. Bol. Cient. CIOH, 4: 33-47.
- CARICOMP. 1997. Variation in ecological parameters of *Thalassia testudinum* across the CARICOMP network. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., Panamá, 1: 663-668.
- DANE, 1993. http://www.dane.gov.co/Información_Estadística/Información_estadística.html. XVI Censo Nacional de Población y de Vivienda, Población Total Censada en 1993, 1985, 1973 y 1964 por sexo, según grupos de edad. Total Nacional.
- Díaz, J.M., J.A. Sánchez, J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1996. Morphology and marine habitats of two southwestern Caribbean atolls. Atoll. Res. Bull., 435: 1-35.
- Edwards, A.J. 2000. Guidelines for busy decision makers. Pp. 5-16 en A.J. Edwards (Ed.), Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. UNESCO, Paris, 316 p.
- Fourqurean, J.W. y M.B. Robblee. 1999. Florida Bay: A history of recent ecological changes. Estuaries, 22 (2B): 345-357.
- Genet, P.Y. 1992. Informe final proyecto cartografía fondos submarinos Islas del Rosario (Colombia) y apreciación de sus áreas a partir de imágenes de satélite SPOT. Bol. Cient. CIOH, 11: 15-26.
- Garay, J y L. Castro. 1996. Diagnóstico fisicoquímico y de contaminación en la bahía de Cartagena. Capítulo I, Parte I. En: Estudio de la contaminación por plaguicidas y eutroficación de lagunas costeras del Caribe colombiano. Documento inédito, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, CIOH, Cartagena.
- Herrera, J. 1994. Caracterización de la biocenosis macrozoobentónica de fondos blandos de la bahía de Cartagena y su relación con algunos parámetros ambientales. Tesis profesional, Fac. Biología Marina, Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- IDEADE. 1993. Cartagena, Ambiente y Desarrollo. Instituto de Estudios Ambientales (IDEADE), Pontificia Universidad Javeriana, OEA, COLCIENCIAS, Bogotá, 110 p.
- INVEMAR. 1997. Diagnóstico del estado de las comunidades bióticas de la bahía de Cartagena y su respuesta a la contaminación. Informe final inédito, Proyecto GEF/RLA/93/G41, Objetivo 1, Resultado 1, Santa Marta, 111 p.
- Jackson, J.B.C., M. Kirby, W. Berger, K. Bjorndal, L. Borsford, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, J. Erlanson, J. Estes, T. Hughes, S. Kidwell, C. Lange, H. Lenihan, J. Pandolfi, Ch. Peterson, R. Steneck, M. Tegner y R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science, 293: 629-638.
- Lemaitre, E. 1983. Historia General de Cartagena. Banco de la República, Bogotá, 4 Vols.
- Londoño, J.A. 1974. Algunos grupos presentes del macrobentos en fondos con *Thalassia* dentro de la

- bahía de Cartagena. Tesis profesional, Fac. de Ciencias del Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 84 p.
- López-Victoria, M. y J.M. Díaz. 2000. Morfología y estructura arrecifal del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Col. Cien.*, 24(91): 219-230.
- Marco, E. 1988. Cartagena de Indias. Puerto y Plaza Fuerte. Fondo Cultural Cafetero, Tercera Ed., Bogotá, 217 p.
- Molina, L.E., F. Peréz, J.O. Martínez, J.V. Franco, L. Marín, J.L. González y J. H. Carvajal. 1988. Geomorfología y aspectos erosivos del litoral Caribe colombiano. *Publ. Geol. Esp. INGEOMINAS*, 21: 1-73.
- Mora, J.H. y G. Prieto. 1979. Estudio preliminar del macrobentos y sus condiciones medioambientales en la bahía de Cartagena. Tesis profesional, Fac. de Ciencias del Mar. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 114 p.
- Mumby, P.J. y E. P. Green. 2000. Mapping seagrass beds. Cap. 12 (pp. 175-181) En: A.J. Edwards (Ed.), *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. UNESCO, París, 316 pp.
- Orth, R.J. y K. A. Moore. 1983. Chesapeake Bay: An unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. *Science*, 222: 51-53.
- Pagliardini, J.L., M.A. Gómez, H. Gutiérrez, S.I. Zapata, A. Jurado, J.A. Garay y G. Vernet. 1982. Síntesis del proyecto Bahía de Cartagena. *Bol. Cient. CIOH*, 4: 49-110.
- Phillips, R.C. y E.G. Meñez. 1988. Seagrasses. *Smiths. Contr. Mar. Sci.*, No. 14, 104 pp.
- ____ y M. J. Durako. 2000. Global status of seagrasses. Cap. 107 (pp. 1-16, Vol. 3), En: C. Sheppard (Ed.), *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation*. Elsevier Science Amsterdam.
- Sheppard, C.R.C., y K. Matheson, J.C. Bythell, P. Murphy, C. Blair Myers y B. Blake. 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assesment of aerial photography. *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 5: 277-298.
- Vernette, G., J. Buitrago, N.H. Campos y M. Llano. 1977. Variaciones morfológicas de las costas de la Bahía de Cartagena a partir del siglo XV. *Bol. Cient. CIOH.*, 5:3-23.
- ____, P. Lesueur y A. Klingebiel. 1984. Evolución morfológica y sedimentológica de la flecha litoral del Laguito (Bahía de Cartagena). *Bol. Cient. CIOH*, 1: 21-39
- Zieman, J. C., J.W. Fourqurean y T. A. Francovich. 1999. Seagrass die-off in Florida Bay: Long term trends in abundance and growth of turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Estuaries* 22 (2B): 460-470.

FECHA DE RECEPCIÓN: 07/03/02

FECHA DE ACEPTACIÓN: 04/12/02

DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

INVEMAR, A.A. 1016, Santa Marta, Colombia

Email: jmdiaz@invemar.org.co (JMD) y digomez@invemar.org.co (DIG)