

5 ESTADO DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN COLOMBIA

5.1 Definición e importancia

Los pastos marinos conforman el único grupo representante de las angiospermas marinas que ha evolucionado de tierra firme al mar y su adaptación al medio marino. Se trata de unas 57 especies de angiospermas (de las aproximadamente 250.000 existentes en toda la biosfera), agrupadas en doce géneros y cuatro familias (Kuo y Hartog, 2001), más una especie, género y familia adicional (*Ruppia maritima*, Ruppiales) de hábitos eurihalinos que oscilan desde aguas dulces a marinas (Short *et al.*, 2001). Taxonómicamente no son pastos verdaderos. Son llamados así, debido a su similitud morfológica con éstos y a su apariencia con los campos de césped cuando se desarrollan extensivamente. Otra característica que los hace parecidos es su dispersión por estolones. Su clasificación es estrictamente ecológica y la mayor parte de las especies pertenece a las familias Hydrocharitaceae y Cymodoceaceae.

Como ecosistema, las praderas de pastos marinos cumplen un sinnúmero de funciones ecológicas entre las que se destacan la producción de fuentes directas e indirectas de alimento, el suministro de sustrato para la fijación de epífitos y su contribución en la recirculación de nutrientes y estabilización de sedimentos (Zieman, 1975; Young y Young, 1982; Dawes, 1986). Gracias a estas funciones, los lechos de pastos marinos soportan una diversa comunidad de fauna, donde muchas especies de invertebrados y vertebrados de importancia comercial y ecológica encuentran además de alimento, sitios de crianza y protección (McNeill y Bell, 1992). Además, los pastos en sí son altamente productivos y aportan grandes cantidades de detrito al ecosistema (Zieman, 1982). A nivel del Caribe, constituyen uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras. En Colombia, son consideradas como uno de los cinco ecosistemas marino-costeros estratégicos, junto con los arrecifes de coral, los manglares, los litorales rocosos y los fondos sedimentarios (playas o ambientes de fondos blandos).

5.2 Distribución de los pastos marinos en el Caribe Colombiano

Resultados del proyecto realizado por INVEMAR entre los años 2000 y 2002 (INVEMAR, 2002a, Díaz *et al.*, 2003) muestran que los pastos marinos en el Caribe colombiano forman praderas con una extensión total de 43.223 Hectáreas, distribuidas discontinuamente debido a la combinación de salinidades bajas, elevada turbidez y alta turbulencia de las aguas, entre otros factores, a lo largo de la costa continental y del archipiélago de San Andrés y Providencia (SAI). Del total, sólo 2.006Ha. (4,6%) se localizan en el archipiélago de San Andrés y Providencia, restringidos alrededor de las dos

islas y a pequeños rodales en los cayos Albuquerque y Bolívar. Las otras 41.218Ha. (95,4%) se distribuyen en aguas someras (0-14m de profundidad) a lo largo de la costa continental y alrededor de las islas situadas a cierta distancia de la costa sobre la plataforma continental.

En La Guajira, las praderas ocupan 34.674Ha., constituyendo el 80,3% del total de praderas existentes en el Caribe colombiano. Praderas mixtas de *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* bordean casi todo el litoral entre el Cabo de La Vela y Riohacha, entre menos de un metro y tres metros de profundidad y a partir de los cuatro metros se extiende una amplia pradera dominada por *T. testudinum* hasta profundidades de 12m o más. En esta área los pastos se desarrollan principalmente sobre fondos de arena litoclástica, aunque en Bahía Portete los lodos y arenas bioclásticas son el sustrato más frecuente. Las hojas de *T. testudinum* son en promedio las más largas encontradas en el Caribe colombiano y por lo general, están muy epifitadas por algas filamentosas. La tortuga verde *Chelonia mydas* es intensamente explotada como una fuente de alimento tradicional en La Guajira (INVEVAR, 2002b) y, dado que esta especie se alimenta primordialmente de pastos marinos, puede asumirse que esta área es utilizada por las tortugas como principal fuente de alimentación.

En la parte central de la costa Caribe colombiana, entre Cartagena y las costas suroccidentales del Golfo de Morrosquillo, incluyendo las que rodean las islas de San Bernardo y El Rosario (Figura 5-1), se encuentran otras 5.714Ha (13,2%) de praderas. Éstas son de extensión pequeña a mediana y se desarrollan especialmente sobre arenas bioclásticas. Aquí, los elementos más conspicuos de la fauna son las estrellas de mar (*Oreaster reticulatus*), erizos, pepinos, esponjas y algunos corales.

En cuanto al área de San Andrés, trabajos relacionados con la distribución y características más importantes de las praderas de pastos fueron llevados a cabo en 1997 por Ángel y Polanía (2001). De acuerdo con los autores, los pastos marinos ocupan una extensión de 506Ha. alrededor de la isla. Sin embargo, dicha cifra incluye, además de las praderas, fondos vegetados primordialmente por algas y rodales de dimensiones menores a las consideradas en el trabajo realizado por INVEVAR entre 2000 y 2002 (ver Díaz *et al.*, 2003). Las 400Ha. estimadas en este último estudio, corresponden entonces a zonas vegetadas por pastos con coberturas mayores al 30% y con un área superior a 100 m². La mayor parte de dicha extensión se distribuye en el interior de la cuenca de la laguna arrecifal, al este y norte de la isla, prácticamente desde la línea de costa hasta una profundidad de 12 m.

5.3 Estado Actual

Proyectos a gran escala y de seguimiento a los resultados obtenidos por INVEVAR/COLCIENCIAS entre el año 2001 y 2002 (Invevar, 2002a) no se han realizado en los últimos tres años, sin embargo, se le ha dado continuidad a dos monitoreos en el área de Santa Marta, uno de los cuales es la primera vez que se presenta en este

Informe. El primero de ellos es el monitoreo anual que lleva a cabo el INVEMAR desde 1993 en el área del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) en el marco de la red CARICOMP, cuya gran base de datos ha servido para registrar, analizar y monitorear el comportamiento de las variables físicas y bióticas que puedan afectar conjuntamente los ecosistemas marinos a lo largo del Gran Caribe. El segundo monitoreo ha sido llevado a cabo por la Universidad Jorge Tadeo Lozano en el área del balneario de la bahía del Rodadero desde 1998 hasta la actualidad y sus resultados más relevantes se describen más adelante. En Colombia existe otra estación CARICOMP en la Isla de San Andrés a cargo de CORALINA, pero en el 2004 no pudieron realizar los muestreos de pastos marinos.

Si el lector desea acceder a más información sobre el estado de este ecosistema en Colombia en años previos, se sugiere consultar los informes de los años 2001 a 2003 de esta serie (Barrios, L et al., 2002; Barrios y Rodríguez, 2003 y Gómez-López et al., 2004).

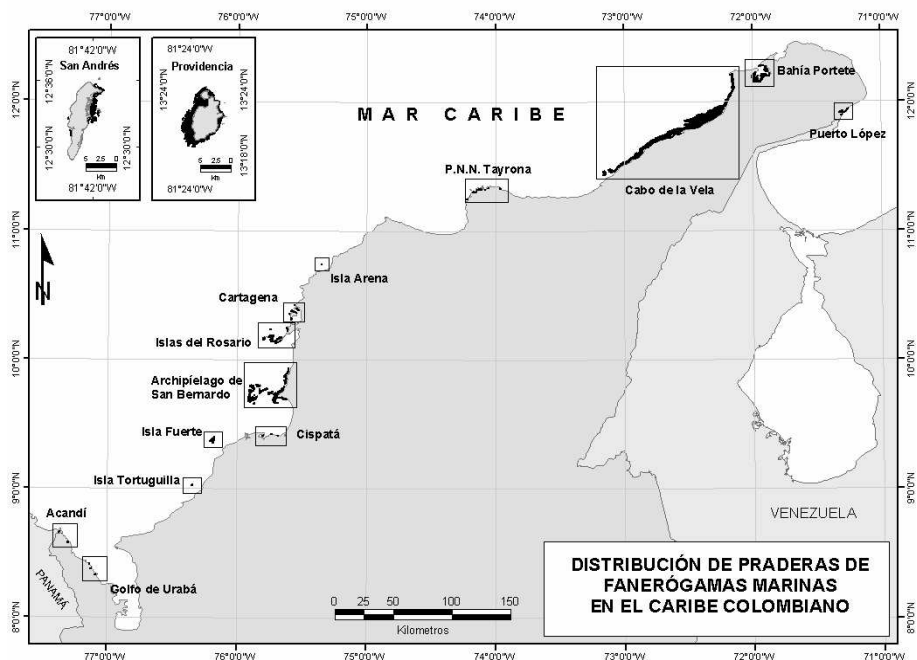


Figura 5-1 Áreas de praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano. Tomado de INVEMAR 2002b.

Monitoreo de *Thalassia testudinum* en la Bahía de Chengue, PNN Tayrona: 1994-2004

Los atributos de la pradera de *Thalassia testudinum* de la Bahía de Chengue (11° 19' 15.4" N 74° 07' 37.5" W) no han mostrado un patrón particular de cambio durante 12 años de monitoreo, con excepción del año de 1999, donde fueron registrados los mayores promedios de biomasa total, productividad de hojas y tasa de renovación (Tabla 5-1). De las variables ambientales que se han monitoreado, la precipitación es la única que aparentemente puede explicar este aumento (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), no obstante es posible que estos incrementos sean normales, considerando que varios autores a nivel del Caribe (Zieman, 1986; Duarte, 1989; CARICOMP, 1997) han registrado algún tipo de variación temporal para las praderas de pastos marinos. Entre el 2003 y el 2004 no se detectaron cambios relevantes y la mayoría de las variables medidas presentaron promedios dentro de los rangos de variación hallados para la pradera de Chengue. El único hecho llamativo es el aumento de aproximadamente siete veces en la biomasa de las algas calcáreas (Figura 5-2), el cual posiblemente representa la continuación de un proceso de recuperación de este componente iniciado en el 2003 (ver Gómez et al., 2004). Si bien en el 2004 no se alcanzaron los valores de biomasa hallados entre 1994-1995 (Tabla 5-1), el incremento se puede constituir en un interesante antecedente sobre la dinámica temporal de las algas calcáreas asociadas a praderas, ya que a pesar de que se han registrado algunas variaciones en el tiempo en praderas del Caribe (ver Willams, 1990), no hay datos en la literatura sobre desapariciones tan abruptas (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003), y mucho menos, recuperaciones notorias después de largos periodos de ausencia casi total. Aparte de este evento, que muy posiblemente se trata de un fenómeno natural, cuando se contrasta la información histórica de Chengue con varias localidades del Gran Caribe dentro de la red CARICOMP, los promedios tienden a ubicarse entre los mayores (ver Linton y Fisher, 2004), sugiriendo que esta pradera se ha caracterizado en los últimos años por su alta vitalidad y buen estado de conservación (Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2003), así como por un normal desarrollo.

Estado actual de la comunidad de pastos marinos en el balneario del Rodadero, 20 años después de su dragado.

Teniendo en cuenta que a comienzos de la década de los ochenta, se hizo evidente el retroceso de la línea de costa en el balneario el Rodadero y con la preocupación por una inminente entrada del mar al perímetro urbano, de continuar así, antes de 1993, se propuso como solución más viable para regenerar y estabilizar la playa, adelantar obras de dragado en toda el área. En 1985 la empresa china HARBORS INGENIERING COMPANY (CHEC) efectuó la alimentación artificial mediante un relleno hidráulico utilizando una draga Hang-Jung 6001 que desplazó aproximadamente 600.000 m³; este se hizo de norte a sur y de afuera hacia adentro en toda la bahía, formando una playa de por lo menos 1100 m de largo y 60 m de ancho, doblando casi la existente (Garavito, 1988).

Tabla 5-1 Promedio (PROM) y error estándar (EE) de cada uno de los atributos evaluados de la pradera de *Tbhalassia testudinum* por fecha de monitoreo en la Bahía de Chengue. Se incluyen los promedios globales entre 1994 y 2004 (PROM 94-04). *=No hay dato.

Fecha	Biomasa		Índice Área Foliar		Longitud		Ancho		No Vástagos		Tasa de Renovación		Productividad		Biomasa Algas	
	Total g/m ²		m ² hojas /m ² superficie		Hoja cm		Hoja mm		en 200 cm ²		% /Día		Hojas g/m ² /Día		Calcáreas g/m ²	
	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE	PROM	EE
Mar-94	1214,5	141,5	6,5	0,03	16,8	1,0	14,9	0,1	11,0	0,2	4,0	0,8	3,6	0,8	62,5	0,3
Nov-94	1123,3	138,8	6,6	1,4	18,1	2,0	15,7	0,5	14,1	3,3	3,2	0,5	3,1	0,05	67,0	17,1
Mar-95	937,4	33,5	8,9	1,9	21,4	0,9	15,2	0,2	15,1	2,6	3,5	0,2	3,7	0,1	65,7	13,7
Sep-96	1147,6	5,4	5,0	0,3	13,4	0,7	14,7	0,0	15,8	0,9	4,0	0,04	2,8	0,2	4,6	0,4
Sep-97	933,7	33,5	3,8	0,8	15,7	1,7	13,8	0,5	11,5	0,8	3,8	0,01	2,1	0,2	0,4	0,4
Sep-98	1154,0	175,7	3,5	0,8	13,9	0,6	12,6	0,3	12,1	0,8	2,7	0,5	2,3	0,7	0,8	0,8
Sep-99	1479,9	480,1	5,1	1,4	13,9	1,9	13,5	0,4	14,8	3,6	5,7	0,4	5,1	0,5	2,7	2,7
Sep-00	740,8	142,8	3,8	0,4	15,6	1,5	14,3	0,3	11,3	0,5	3,6	0,2	2,4	0,2	0,0	0,0
Sep-01	966,0	62,9	3,1	0,3	16,4	2,1	12,6	0,4	12,6	0,8	2,8	0,4	2,0	0,2	0,0	0,0
Sep-02	*		2,4	0,3	11,8	1,7	11,8	0,4	12,0	0,6	*		*		*	
Sep-03	1045,3	288,5	6,7	0,5	16,2	1,2	15,1	0,4	16,1	1,1	3,2	0,1	2,5	0,3	3,5	2,5
Sep-04	1163,8	140,2	2,4	0,2	12,4	1,1	12,4	0,4	15,8	0,9	3,1	0,1	2,2	0,2	24,3	13,8
PROM 94-04	1082,4	57,8	4,8	0,6	15,5	0,8	13,9	0,4	13,5	0,6	3,6	0,2	2,9	0,3	21,0	8,8

Variación en el tiempo de la biomasa de las Algas calcáreas

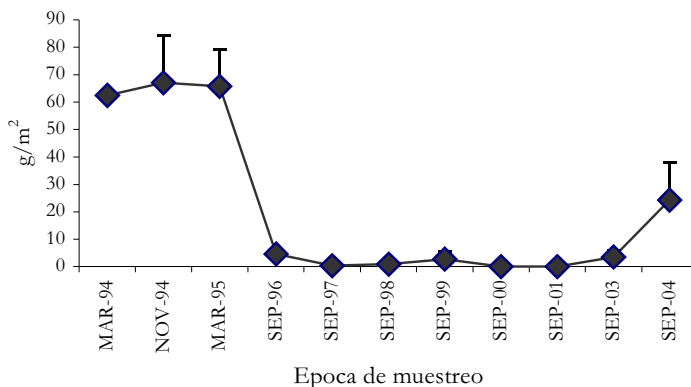


Figura 5-2 Relación gráfica de la variación en la biomasa de algas calcáreas (con error estándar) en los años comprendidos entre 1994-2004, registrados en la bahía de Chengue.

Complementariamente la División de Dragados y Puertos de Boca de Ceniza del Ministerio de Obras Públicas y Transporte (MOPT) realizó monitoreos batimétricos cada dos meses con el fin de evaluar el movimiento de la línea de costa e ir controlando los resultados presentados; después de terminada la adecuación en 1986, no se realizaron más seguimientos en la zona.

Ante el desconocimiento de la suerte de las comunidades bentónicas en el área dragada, se decide en 1996, iniciar una evaluación tendiente a conocer el proceso de autorregulación y el estado sucesional de las praderas de pastos marinos (Jáuregui, 1996), las cuales estaban compuestas predominantemente por *Thalassia testudinum* antes de dicha perturbación de acuerdo con lo reportado por Rodríguez (1982). A partir de éste momento se establece una línea base de información del área que ha permitido el planteamiento y desarrollo de algunos proyectos de investigación académica por parte de docentes y estudiantes de pregrado de la facultad de Biología Marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano como los estudios de Jáuregui (1996); Calderón y Villamil (1998); Ariza *et al.* (1998); Marín, (1998) y Gutiérrez y Jiménez (1997 y 1999), además del análisis de los informes semestrales de 1998 a 2004 que en la actualidad se encuentra en preparación.

Como primer paso, en 1996 se llevó a cabo una caracterización del lugar incluyendo la ubicación, composición y patrón de distribución de las praderas monoespecíficas y mixtas dominadas por especies pioneras que para entonces se encontraban en la zona. En el diagnóstico inicial se definieron tres sectores: el primero correspondió a la zona norte del Balneario demarcado por el canal de la Escollera, el segundo hacia la parte media central de la bahía y por último en el sector sur de la misma. Los parches de mayor extensión fueron localizados en la zona sur y los tres sectores, se encontraron dominados por la especie *Halodule wrightii* en la parte mas somera mientras que *Halophila decipiens* cubría de forma heterogénea las áreas adyacentes un poco más profundas.

En febrero de 1997 se seleccionó el sector sur del rodadero para iniciar la caracterización. Para la delimitación de los sitios de muestreo se tomo el parche más extenso (11°19'75.8" N 74°23'54.8" W) demarcándose un área rectangular de aproximadamente 400 m de largo (paralelo a la costa) por 700 m de ancho (perpendicular a la costa). Durante el periodo de muestreo se efectuaron mediciones cada cuatro semanas sobre aspectos estructurales como composición; patrón de distribución; densidad; biomasa foliar, rizoidal y de epífitos, además se tuvieron en cuenta cobertura algal y las condiciones del componente edáfico como tipo y tamaño de grano, materia orgánica, carbón orgánico y carbonato de calcio, de acuerdo con la metodología utilizada en CARICOMP (1994). A partir de 1998 se reubicaron dentro de toda el área cinco estaciones fijas cubriendo los distintos sectores, dando continuidad a las mediciones preestablecidas, las cuales han sido monitoreadas sin interrupción por los cursos semestrales de la Universidad.

Los resultados promedio obtenidos durante el periodo comprendido entre 1998 y 2004, indican que el predominio en el área fue de arenas finas (2.94Φ 0.181) con porcentajes promedio de materia orgánica de 2.56% 0.80 y carbono orgánico de 0.17% 0.06, siendo

estas condiciones propicias para el desarrollo de los pastos (Gutiérrez y Jiménez, 1997 y 1999; Jáuregui, en preparación); se determinó también que el gradiente de profundidad generó variaciones espaciales de carácter negativo sobre el tamaño medio del grano y este a su vez influyó positivamente sobre los contenidos de materia orgánica y carbono orgánico.

Por otra parte, el porcentaje de cobertura de las cuatro especies de pastos marinos oscilo entre 5 y 38 % y, a pesar de los dos picos observados en 1999 y 2001 se observó una clara tendencia a disminuir en el tiempo lo cual es especialmente evidente desde el año 2002 a la actualidad. (Figura 5-3a). Esta tendencia puede deberse a las características estructurales de estas especies, la morfología de sus hojas y grupos foliares de reducido follaje (delgadas ramas erectas - *Halodule wrightii* y cortos haces de hojas en pares - *Halophila decipiens*) que ofrecen poco cubrimiento al sustrato que las alberga.. Así mismo por ser especies generalistas son muy susceptibles a la variabilidad ambiental, especialmente al cambio climático y dinámica oceanográfica, pudiendo ser fácilmente desplazadas de un lugar a otro.

De acuerdo con los valores de densidad máxima registrada a lo largo del estudio, se observó el predominio de *Halodule wrightii* con 1805.56 vástagos/m², mientras que en *Halophila decipiens* se presentaron 650 vástagos/m². Aunque las condiciones fueron aptas para el crecimiento de las dos especies, estos valores corroboran el supuesto de que *Halophila* está en capacidad de dominar sólo en lugares no disponibles para *Halodule* o donde esta no se encuentre.

Además, y de acuerdo con la información obtenida semestralmente desde 1998 hasta el 2004 (Jáuregui, en preparación), en el promedio general de densidad de vástagos para todas las especies encontradas (Figura 5-3b), se manifestó una tendencia a aumentar en el periodo de estudio, debido en parte a la aparición de nuevas especies (Tabla 5-3) y, particularmente al aumento en la población de *Syringodium filiforme* y a una notable baja en *Halophila baillonis* en los muestreos del 2004.

En cuanto al porcentaje de materia orgánica, se observó una variación que osciló entre 0.042% y 3.5%, el cual presentó un incremento anómalo en el año 2003 (12.5%), que retorno a sus valores promedio en el 2004 (Figura 5-4). El incremento en el 2003, se relacionó en forma directa con el aumento en los aportes de las lluvias observados en el 2003 (IDEAM 2004) (Figura 5-4), aunque no se descartan los efectos de los desechos urbanos localizados por descargas de tubería de alivio del alcantarillado municipal.

En cuanto al porcentaje de materia orgánica, se observó una variación que osciló entre 0.042% y 3.5%, el cual presentó un incremento anómalo en el año 2003 (12.5%), que retorno a sus valores promedio en el 2004 (Figura 5-4). El incremento en el 2003, se relacionó en forma directa con el aumento en los aportes de las lluvias observados en el 2003 (IDEAM 2004) (Figura 5-4), aunque no se descartan los efectos de los desechos urbanos localizados por descargas de tubería de alivio del alcantarillado municipal.

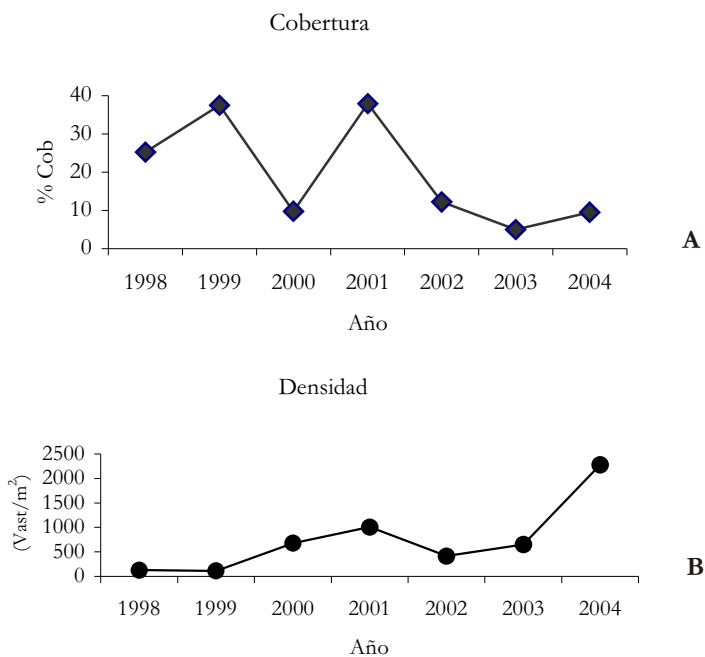


Figura 5-3. Promedio de la cobertura (a) y densidad (b) de *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *Halophila baillonis* y *Syringodium filiforme* en el balneario del Rodadero entre 1998 y 2004.

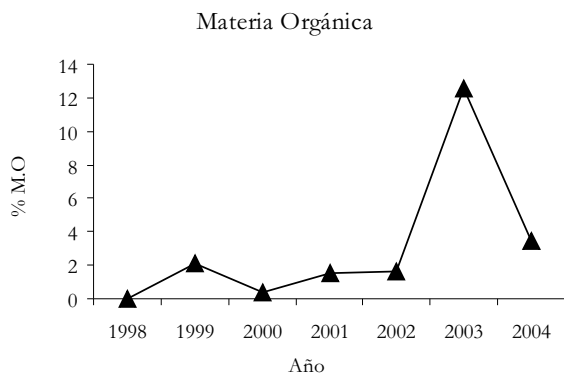


Figura 5-4 Contenido promedio de materia orgánica representado en porcentajes, en el balneario del Rodadero en los años comprendidos entre 1998 y 2004.

Así mismo se registró el valor promedio de biomasa foliar y rizoidal de las especies *Halodule wrightii* y *Halophila decipiens*, resaltándose en la tabla la mayor proporción biomasa foliar Vs. biomasa rizoidal (1:2) en *Halodule wrightii* que en *H. decipiens* (Tabla 5-2).

Tabla 5-2 Valores promedio de biomasa de las especies dominantes de pastos marinos registrados durante los años 1998-2004 en el balneario del Rodadero, Santa Marta.

ESPECIE		Valores promedio (gPS/m ²)
<i>Halodule wrightii</i>	Biomasa Foliar	5.041
	Biomasa Rizoidal	12.649
<i>Halophila decipiens</i>	Biomasa Foliar	1.526
	Biomasa Rizoidal	0.984

Al comparar la información anual recopilada de la composición de las especies de la pradera (Tabla 5-3), se hace evidente desde el año 2002 la presencia adicional de *Syringodium filiforme* y *Halophila baillonis*. La primera, estableciéndose dentro del área de muestreo del sector norte, en la franja somera y la segunda en parches monoespecíficos y mixtos con *Halophila decipiens* a lo largo de todos los sectores, en la parte más profunda, donde el sustrato inestable de cieno ha alcanzado el predominio de arenas finas.

De acuerdo con lo observado en el 2004, es probable que al lograr el sedimento una mayor consolidación, haya permitido el afianzamiento de las poblaciones de *Syringodium filiforme*, especie que en los procesos de sucesión antecede a *Thalassia testudinum*, e iniciando en las primeras etapas una competencia espacial con *Halodule wrightii* y *Halophila baillonis* a las cuales termina sustituyendo, por lo que es posible que los bajos valores de densidad presentados para ese año corroboren este momento de transición.

Tabla 5-3 Registro histórico de la composición de especies que han conformado la pradera en la bahía del Rodadero, Santa Marta en los últimos 7 años.

Especies / Año	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
<i>Halodule wrightii</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Halophila decipiens</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Halophila baillonis</i>					x	x	x
<i>Syringodium filiforme</i>					x	x	x

Generalmente el desarrollo de las comunidades de pastos marinos, ocurre en un corto tiempo no superior a un año exhibiendo varias etapas seriales donde los bordes de las praderas están claramente delimitados en el espacio (Williams, 1990) y, al presentarse grandes disturbios, podrían tomar varios años en recuperarse sin hasta el momento contar con las cifras establecidas que demandan sus etapas de restauración. En el caso en particular, en la actualidad no se han encontrado evidencias del restablecimiento de *Thalassia testudinum* en lo que hasta principios de la década de los 80's fue un pradera con predominio de esta especie. Teniendo en cuenta que de acuerdo con los resultados de Díaz *et al.* (2003), esta especie fue encontrada en todo tipo de sustratos a lo largo del Caribe colombiano, de forma dominante o mezclada especialmente con la especie *Syringodium filiforme*, es posible que su bajo o ningún reestablecimiento en el área sea debido en parte a la poca oferta natural de semillas ocasionada por efecto de las corrientes, excesiva distancia de la fuente mas cercana de éstas o a irregulares condiciones de la zona que han dificultado a lo largo de estos 20 años el repoblamiento de forma natural de esta especie.

Aunque esta nueva agregación de praderas de pastos marinos en el balneario del Rodadero no es similar a como lo registró Rodríguez en 1982, es claro que la presencia de este ecosistema en la zona trae algunas propiedades como estabilización del sustrato y en mayor o menor medida constituyen el hábitat y refugio de algunas especies de flora y fauna. Teniendo en cuenta además, que los ecosistemas luego de una perturbación, encuentran de acuerdo a sus nuevas condiciones, un equilibrio ecológico, es posible que para este caso el punto se halla encontrado con la predominancia de las especies *Halodule wrightii* y *Halophila decipiens* y poco a poco con la incursión de *Syringodium filiforme*. Cabría preguntarse si en los próximos años una renovada generación de *Thalassia testudinum* pueda restaurarse naturalmente en el área o si las modificaciones generadas por el dragado, cambiaron definitivamente la composición de especies de este ecosistema.

Primer Registro de *Ruppia marítima* en las Costas Colombianas

Como novedad taxonómica, el equipo de estudiantes de la Universidad Jorge Tadeo Lozano conformado por Alejandra Pantaleón-Lizarazu¹ y Diego Rodríguez-Gacha², bajo la dirección de Rebeca Franke-Ante (UAESPNN) y con la asesoría de Aminta Jáuregui (Univ. Jorge Tadeo Lozano), confirmaron la presencia de la especie *Ruppia marítima* (Linnaeus, 1753) en el Caribe colombiano. Este hallazgo, fue obtenido en el transcurso del desarrollo de la tesis de pregrado en biología marina de los primeros autores en el área de la laguna costera de Navío Quebrado y la salina de Musichi, Departamento de La Guajira.

Con este nuevo registro, son seis las especies de pastos marinos que comprenden el grupo de las fanerógamas marinas de Colombia.

Para mayor información al respecto, favor remitirse a los autores principales por sus correos electrónicos malipanta@hotmail.com¹ o ogeidfrg@hotmail.com²

5.4 Recomendación

Teniendo en cuenta que los registros multianuales de la evolución de los ecosistemas bajo ciertos parámetros, se han convertido en herramientas para aumentar el conocimiento en cuanto a su comportamiento natural en el tiempo y, en algunos casos, entenderlos como efecto de acciones antrópicas a los que se ven sometidos (descargas de contaminantes, efectos de motores y oleaje entre otros), estos estudios se constituyen en el primer paso hacia el desarrollo de medidas y acciones que conlleven a la protección y posterior uso sostenible de los recursos y, sobretodo, a la concientización de que su existencia es determinante e indicativa del estado y calidad de nuestras zonas marinas y costeras. Por lo anterior, es recomendable que las diferentes instituciones de investigación, académicas y gubernamentales, en lo posible se apropien de los recursos del área de su jurisdicción y concreten e implementen sistemas de monitoreo y control, en las zonas ecosistémicas de interés nacional, con el fin de prevenir su destrucción y la disminución de la biodiversidad en nuestras costas.

5.5 Literatura citada

- Ángel, I.F. y J. Polanía. 2001. Estructura y distribución de pastos marinos en San Andrés Isla, Caribe colombiano. Bol. Ecotrópica, 35: 1-24.
- Ariza, A; Barreto, L; Vergara, L y Pinto, F. 1998. Caracterización de las comunidades de fondos blandos vegetados en el Balneario “El Rodadero”, Santa Marta, Caribe Colombiano II. Seminario de Investigación. Proyecto II. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta. p 40.
- Barrios, L y D. I. Gómez-López. 2002. Estado de las Praderas de pastos marinos. 41-51p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2001. Ospina, G y A. Acero (Ed.s). Medellín: Cuartas Impresores Ltda. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 178p. INVEMAR.
- Barrios, L y A. Rodríguez. 2003. Estado de las Praderas de pastos marinos en Colombia. 115-136p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Rodríguez, D. J. (Ed.). Medellín: Servigráficas. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 292p. INVEMAR.
- Calderon, M.F y Villamil, M. 1998. Caracterización de las comunidades de fondos blandos vegetados en el Balneario de “El Rodadero”, Santa Marta (Caribe Colombiano) I. Seminario de Investigación. Proyecto II. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta. p 47.
- CARICOMP. 1997. Variation in ecological parameters of *Thalassia testudinum* across the CARICOMP network. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 663-668.
- CARICOMP. 1994. Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. p 68.
- Dawes, C. 1986. Botánica marina. Editorial Limusa. México. 563p.

- Díaz, J.M., L.M. Barrios, D.I. Gómez-López (Eds.). 2003. Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 10. Santa Marta, 160 p.
- Duarte, C.M. 1989. Temporal biomass variability and production/biomass relationships of sea grass communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51(3): 269-276.
- Garavito, R. 1988. Informe técnico del contrato 01-85, sobre el dragado realizado en la Bahía de “El Rodadero”. Santa Marta. 27p
- Garzón-Ferreira, J. y A. Rodríguez-Ramírez. 2003. Diez años de monitoreo en una pradera de *Thalassia*: 71-74. En Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López (Eds). Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No.10, Santa Marta, 159p.
- Gómez-López, D. I; A. Rodríguez y L. M. Barrios. Estado actual de las Praderas de pastos marinos en Colombia. 137-158p. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2003. Espinosa, S. (Ed.). Medellín: Servigráficas. Serie Publicaciones Periódicas N° 8. 329p. INVEMAR.
- Gutiérrez, J. C y Jiménez, M. 1997 Caracterización de la pradera de pastos marinos en el Balneario de “El Rodadero”, Santa Marta (Caribe Colombiano). Seminario de Investigación. Proyecto II. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta. p 52.
- 1999. Caracterización de los pastos marinos presentes en el Balneario “Rodadero”, Santa Marta, D.T.C.H. Caribe Colombiano. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. p 129.
- IDEAM. 2004. Registro de valores medios diarios de temperatura y valores totales diarios de precipitación para el año 1999. Estación Aeropuerto Simón Bolívar. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio del Medio Ambiente. Grupo de información y atención al usuario. Colombia.
- INVEMAR, 2002a. Distribución, estructura y clasificación de las praderas de fanerógamas marinas en el Caribe colombiano. Proyecto INVEMAR-COLCIENCIAS. Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos. Informe Final. Santa Marta. 16p. Anexos.
- INVEMAR, 2002b. Determinación de la distribución y del estado de conservación de las tortugas marinas en el Caribe colombiano. Informe final para el Ministerio del Medio Ambiente. Convenio SECAB - INVEMAR No. 152-029/01. 159 p.
- Jáuregui, A. 1996. Evaluación Ambiental de las poblaciones de Pastos Marinos en el Balneario turístico “El Rodadero” Santa Marta y su posible recuperación. Informe Técnico. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. 28p.
- Jáuregui, A. En preparación. Evaluación Ambiental de las poblaciones de Pastos Marinos en el Balneario turístico “El Rodadero” Santa Marta: Recopilación y análisis temporal entre los años 1998 y 2004. Informe Técnico. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.
- Kuo, J. y C. den Hartog. 2001. Seagrass taxonomy and identification key. Cap. 2 (pp.31-58) en F.T. Short y R.G. Coles (Eds.): *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V.,

Amsterdam.

- Linton, D. y T. Fisher (Eds.). 2004. CARICOMP. Caribbean Coastal Marine Productivity Program. 1993-2003. CARICOMP, 91p.
- Marín, A. 1998. Caracterización de las comunidades de pastos marinos presentes en el Balneario “El Rodadero”, Caribe Colombiano. Seminario de Investigación. Proyecto II. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Santa Marta. p 38.
- McNeill, S. E. y J. D. Bell. 1992. Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. *Estuaries*, 15 (3): 360-367.
- Rodríguez, B. 1982. Zonación y estructura de las comunidades macrofaunísticas en algunas playas arenosas de la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M. Sc. Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia. INVEMAR.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano). INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 8, Santa Marta, 170p.
- Short, F.T., R.G. Coles y C. Pergent-Martini. 2001. Global seagrass distribution. p. 5-30. En: Short, F. y R. Coles (Eds.). *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, Amsterdam. 473 p
- Williams, S. L. 1990. Experimental studies of Caribbean seagrass bed development. *Ecol. Monogr.*, 60 (4):449-469.
- Young, D. y M. Young. 1982. Macrobenthic invertebrates in bare sand and seagrass (*Thalassia testudinum*) at Carrie Bow Cay, Belize. En : Rutzler, K. e I. E. MacIntyre (Ed.). *The Atlantic barrier reef ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize. I. Structure and communities*. Smithsonian Contribution for Marine Science. 12: 115-126.
- Zieman, J.C. 1986. Gradients in Caribbean seagrass ecosystems: 25-29. En Ogden, J.C y Gladfelter E:H (Eds): *Caribbean coastal marine productivity*. Unesco Reports in Mar. Sci., 41: 59p.
- Zieman, J.C. 1982. The ecology of the seagrasses of south Florida: A community profile. U.S. Fish and Wildlife Services. Office of Biological Services: Washington, D.C. FWD/OBI-82/25. 158 p.
- Zieman, J. C. 1975. Tropical sea grass ecosystems and pollution. En: Ferguson, E. J. y E. J. Johannes (Ed.). *Tropical Marine Pollution*. Amsterdam: Elsevier Publication Co.: 63-74.

