

ARTICULO ORIGINAL

Los pastos marinos del Parque Nacional Caguanes, Sancti Spíritus, Cuba

Seagrasses of Caguanes National Park, Sancti Spíritus, Cuba

Beatriz Martínez-Daranas ^{1*}

Jhoana Díaz-Larrea ²

Mercedes Cano-Mallo ³√

Macario Esquivel-Céspedes ³√

Miguel Hernández ³†

Sergio Lorenzo ³

¹ Centro de Investigaciones Marinas.
Universidad de La Habana. Calle
16 No.114, Playa, CP11300, La
Habana, Cuba.

² Departamento de Hidrobiología,
Universidad Autónoma
Metropolitana-Iztapalapa, Ciudad
de México, México.

³ Instituto de Oceanología. Ave 1ª,
No. 18406, Reparto Flores, Playa,
La Habana, 11600. Cuba.

* Autor para correspondencia:
beatriz@cim.uh.cu

√ Jubilado

† Fallecido

OPEN ACCESS

Distribuido bajo:
Creative Commons CC-BY 4.0

Editor:

Ana María Suárez
Centro de Investigaciones Marinas.
Universidad de La Habana.

Recibido: 19.9.2020

Aceptado: 11.02.2021

Resumen

Los pastos marinos son reconocidos, cada vez más, como un recurso natural de gran importancia por los servicios ecosistémicos que proveen. El Parque Nacional Caguanes (PNC) es el área protegida marina más amenazada por contaminación orgánica en el archipiélago Sabana-Camagüey. El objetivo de este artículo es presentar la distribución y características de los pastos marinos del PNC, a partir de datos de marzo de 2003. Se hicieron recorridos a lo largo de transectos perpendiculares a la costa, donde se realizaron muestreos de cobertura, densidad y biomasa de angiospermas marinas y las macroalgas asociadas. Se midió la profundidad, la transparencia, la visibilidad horizontal y la salinidad del agua. Se encontraron grandes extensiones de pastos marinos, donde la especie de angiosperma marina *Thalassia testudinum* apareció con alta frecuencia y una cobertura media de 13,5% ($\pm 24,1$ DE) para todo el área estudiada. *Syringodium filiforme* presentó una cobertura global mayor que la de *T. testudinum* (20,5 $\pm 24,7$ %). *Halodule wrightii* también tuvo una cobertura relativamente alta en varios sitios con una media de 5,9 $\pm 13,8$ %. El orden en que aparecieron las especies de angiospermas marinas a lo largo de los transectos fue variable. Fueron observadas macroalgas verdes rizofíticas en los fondos, entre las angiospermas marinas; también estuvieron entremezcladas con otras especies formando masas de macroalgas a la deriva sobre las angiospermas marinas. El epifitismo fue relativamente escaso, cubriendo alrededor del 25 % de la superficie foliar. Se localizaron cinco sitios sin vegetación marina, donde existe poca transparencia del agua por contaminación orgánica.

Palabras clave: angiospermas marinas, macroalgas, epifitas, transparencia.

Abstract

Seagrasses are recognized as a natural resource of vital importance for the ecosystem services that they provide. The Caguanes National Park (PNC) is a protected marine area, threatened by organic contamination at the Sabana-Camagüey archipelago. The goal of this paper is to provide with the seagrasses distribution and characteristics at PNC, from data collected in March 2003. Transects perpendicular to the coast were made, and coverage, density and biomass samplings from marine angiosperms and associated macroal-

gae were done. Depth, transparency, horizontal visibility and seawater salinity were also measured. Large areas of seagrass meadows were found, where *Thalassia testudinum* proliferated, with a mean cover of 13.5 % (± 24.1 DE) for the whole area under investigation. *Syringodium filiforme* was abundant, with an overall coverage area ($20.5 \pm 24.7\%$) greater than *T. testudinum*. *Halodule wrightii* had a relative high cover in several sites with a mean of $5.9 \pm 13.8\%$. The order in which the species of marine angiosperms through the transectos appeared was variable. Rhizophytic green macroalgae were observed at the bottoms, among marine angiosperms as well as intermixed with other species forming adrift masses of seaweeds. Epiphytes were relatively scarce, covering just over 25% of leaf surface. Five sites were found without marine vegetation, where the seawater transparency was low due to organic contamination.

Keywords: marine angiosperms, macroalgae, epiphytes, transparency.

Introducción

Los pastos marinos son reconocidos, cada vez más, como un recurso natural de gran importancia por los servicios ecosistémicos que prestan a la humanidad (Nordlund *et al.*, 2016; Unsworth *et al.*, 2018a). Constituyen uno de los ecosistemas costeros de gran valor por su contribución a la estabilidad y al desarrollo de los procesos biogeoquímicos de los sedimentos, en la morfogénesis y protección de la zona costera. Sostienen una alta diversidad biológica, ya que proporcionan refugio, sustrato y alimento a numerosos organismos. Constituyen la base de la trama trófica que soporta poblaciones de especies de importancia comercial, así como de interés para la conservación, como tortugas marinas y sirénidos (Domning, 2001; Kenworthy *et al.*, 2006; Baisre, 2018, Unsworth *et al.*, 2018b). Se considera como uno de los ecosistemas más importantes como sumidero de carbono, junto a los manglares y las marismas saladas, por lo que su conservación conlleva una gran relevancia para la mitigación del cambio climático (Nellemann *et al.*, 2009; Unsworth *et al.*, 2018a; Salinas *et al.*, 2020).

Los pastos marinos han estado experimentando un declive a escala global desde hace varias décadas, con un incremento en la tasa de declive en los últimos años, lo que los sitúa entre los ecosistemas más vulnerables del planeta (Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009; Unsworth *et al.*, 2018a). Esto ha sido atribuido, fundamentalmente, a diversos factores físicos (erosión, enterramiento, disminución de la transparencia del agua) y químicos, como los aportes de nutrientes y materia orgánica (Ralph *et al.*, 2006; Salinas *et al.*, 2020). Los pastos marinos también están amenazados por los efectos del cambio climático, fundamentalmente por eventos extremos y por el incremento de la temperatura del océano, lo que refuerza otros impactos antrópicos (Jorda *et al.*, 2012; Arias-Ortiz *et al.*, 2018; Brodie & N'Yeurt, 2018; Kendrick *et al.*, 2019, entre otros).

El archipiélago Sabana-Camagüey (ASC), localizado en la zona norcentral de Cuba, posee grandes extensiones de pastos marinos (Alcolado *et al.*, 1999). A finales de los años 80 del siglo XX, se realizaron varias prospecciones para delimitar y caracterizar los biotopos marinos en la plataforma marina de este archipiélago, debido al interés en desarrollar de forma sostenible diversos sectores económicos, como el turismo, así como áreas de conservación (Martínez-Daranas *et al.*, 1996; Alcolado *et al.*, 1999). No obstante, el Parque Nacional Caguas (PNC en lo adelante), localizado en la bahía de Buena Vista (Anon, 2000), quedó prácticamente fuera de los muestreos. El PNC es, además, el área protegida más amenazada por contaminación orgánica en el ASC (Alcolado *et al.*, 1999). El objetivo de este artículo es presentar la distribución y características de los pastos marinos en este Parque, a partir de los datos obtenidos en una expedición de 2003.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Área Protegida de Recursos Manejados “Buenavista”, que ostenta la categoría internacional de Reserva de Biosfera desde el año 2001 y es sitio

RAMSAR desde 2002, incluye 11 áreas núcleos con categorías de manejo más estricta, entre las cuales se encuentra el PNC (Ruiz Plasencia, 2017). La zona marina de este Parque ocupa 120 km² de la plataforma marina cubana, cuyos fondos están constituidos en su mayoría por sedimentos particulados de granulometría variable con pastos marinos, con un grupo

de cayos rocosos, llamados Cayos de Piedra (Ruiz Plasencia, 2017).

En marzo de 2003, se realizó una exploración en 26 sitios, 20 en el PNC y seis al norte del mismo, en la Bahía de Buena Vista (BBV en lo adelante) (Fig. 1, Tabla 1). La selección de los sitios se basó en elementos brindados por representantes de la unidad de medio

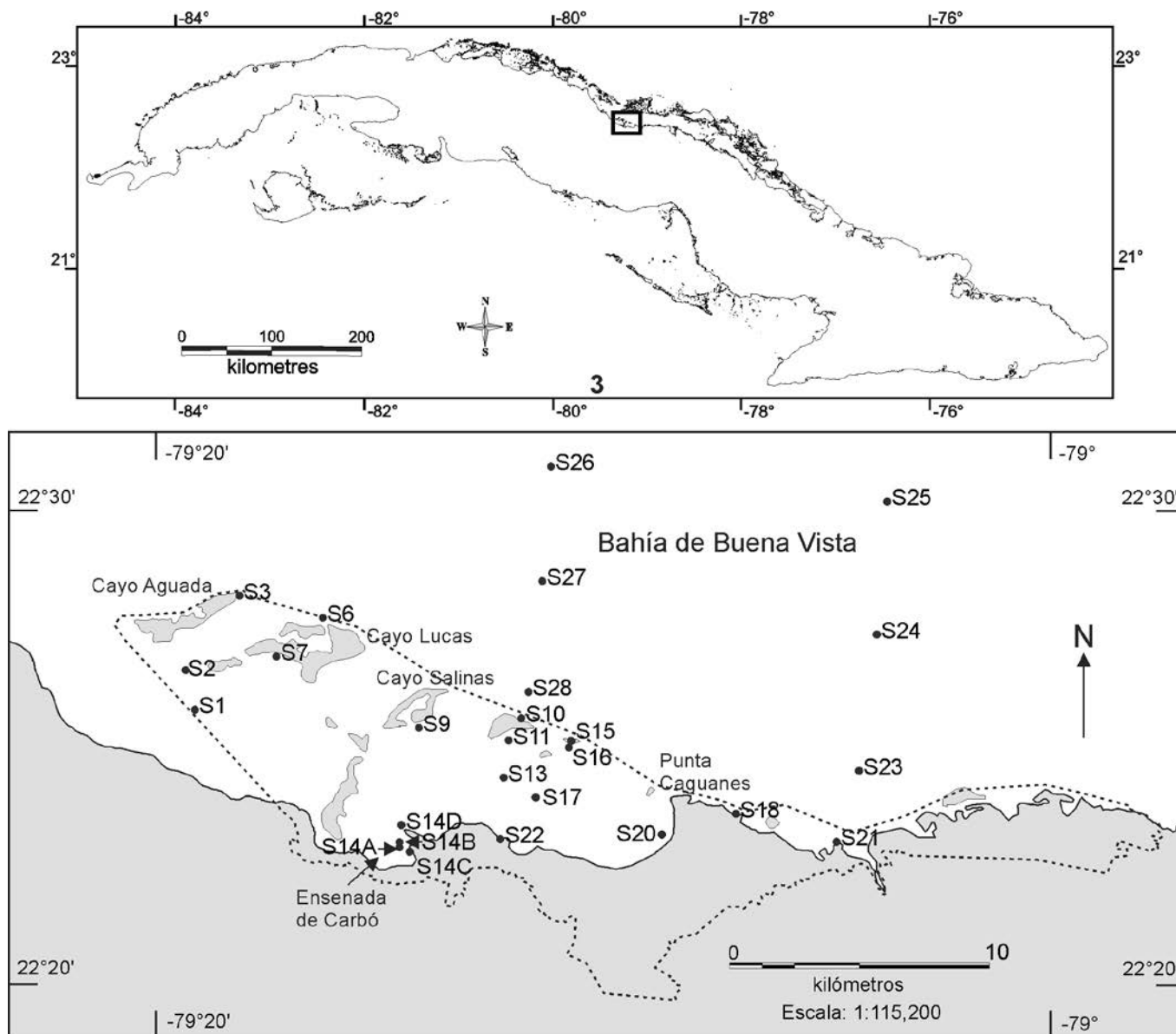


Fig. 1. Localización del área de estudio y los sitios donde se realizaron los muestreos. En líneas discontinuas los límites del Parque Nacional Caguanes.

Tabla 1. Sitios donde se realizaron los recorridos, tipo de muestreo, longitud del transecto (m), profundidad (m), cantidad de puntos de muestreo, salinidad, visibilidad horizontal (m) y transparencia (%). * no presentaron pastos marinos.

Sitio	Muestreo	Longitud	Puntos	Profundidad	Salinidad	Visibilidad	Transparencia
S1*	Recorrido	-	-	5,0	38	5	34,0
S2	Transecto y biomasa	400	5	0,3-2,0	38	1,5	100,0
S3	Transecto y biomasa	500	6	1,0-2,5	39	4,7	100,0
S6	Transecto y biomasa	600	6	0,7-2,7	39	4,5	100,0
S7	Transecto y biomasa	270	3	1,0-1,5	38	2,7	100,0
S9	Transecto y biomasa	900	7	0,5-3,0	39	-	-
S10	Transecto	100	3	1,0-3,4	40	2,7	60,0
S11	Transecto y biomasa	700	8	1,0-3,5	40	5	100,0
S13	Recorrido	-	-	2,5	38	3,5	80,0
S14A*	Recorrido	-	-	1,0	37	1,7	100,0
S14B*	Recorrido	-	-	1,0	37	0	0,0
S14C*	Recorrido	-	-	1,0	37	0	0,0
S14D*	Recorrido	-	-	1,0	37	1,7	100,0
S15	Recorrido	-	-	4,0	40	2,7	50,0
S16	Transecto y biomasa	180	3	1,7-3,5	40	1	55,6
S17	Biomasa	-	1	2,3	40	2,3	87,0
S18	Transecto y biomasa	1120	8	1,2-3,0	38	1,7	100,0
S20	Transecto y biomasa	1000	6	1,2-2,5	40	1,7	85,7
S21	Transecto y biomasa	1000	6	1,0-2,4	37	1	50,0
S22	Transecto y biomasa	1000	10	1,5-2,5	38	2	100,0
S23	Biomasa	-	1	3	39	4	100,0
S24*	Recorrido	-	-	4,5	38	3,5	77,8
S25	Biomasa	-	1	4,0	36	6,5	100,0
S26	Biomasa	-	1	3,0	36	6	100,0
S27	Biomasa	-	1	4,5	37	2	44,4
S28*	Recorrido	-	-	4,5	38	2	55,6

ambiente provincial, durante talleres dedicados al establecimiento de la red de estaciones de monitoreo del proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey (CUB/98/G32), en el cual se pretendió cubrir lo más posible la zona submareal del parque, incluyendo puntos cercanos a fuentes de vertimiento de contaminación orgánica.

Distribución y caracterización de los pastos marinos

Para obtener la distribución de los pastos marinos, en todos los sitios se hizo una caracterización general del hábitat, mediante buceo en apnea. En 13 sitios del

PNC (Tabla 1) se hizo un recorrido inicial a lo largo de un transecto perpendicular a la costa, a bordo de una embarcación con motor fuera de borda y mediante buceo en apnea. Se tomaron las coordenadas del inicio y el final de la pradera con un GPS, para medir el ancho de la pradera (longitud del transecto).

Para caracterizar cuantitativamente los pastos marinos, en cada transecto se establecieron entre dos y diez puntos aproximadamente equidistantes. La longitud del transecto y la cantidad de puntos dependieron del ancho de la pradera, por lo que el tamaño de muestra fue diferente en cada sitio (Tabla 1). En cada punto

se tomaron muestras con marcos cuadrados de 25 cm de lado (625 cm²), lanzados al azar tres veces. En cada cuadrado se determinó la cobertura por especie de angiospermas marinas y de las macroalgas asociadas en conjunto; se contó la cantidad de vástagos por especie de angiosperma marina para determinar la densidad, se midió la altura de la canopia general; luego de hacer tres mediciones con una regla plástica graduada con una precisión de 1 cm, y se estimó la abundancia de epífitas sobre las angiospermas marinas. La abundancia relativa de epífitas se estimó visualmente en las hojas de las angiospermas, siguiendo la escala de abundancia relativa de Braun Blanquet (1979), donde 0 = ausencia, 1 = < 5 % de cobertura, 2 = 5-25 %, 3 (25-50 %), 4 = 50-75 %, 5 >75 %. También se anotó el grupo morfo-funcional predominante de las macroalgas, tanto de las que cayeron en los cuadrados como de las epífitas, según los criterios de Littler y Littler (1984).

Se evaluó la biomasa foliar de las angiospermas marinas en 19 sitios (13 en el PNC y seis en BBV; Tabla 1) con un tubo testigo de PVC de 15 cm de diámetro interno con los bordes aserrados siguiendo la metodología de CARICOMP (2001). En cada sitio se tomaron cuatro unidades de muestreo, a partir de un punto ubicado aproximadamente en la zona central de la pradera, en un radio de aproximadamente 5 m (Burdick & Kendrick, 2001). Las muestras fueron lavadas con agua de mar para eliminar el sedimento, fijadas con formaldehído al 4%, previamente neutralizado con tetraborato de sodio y envasadas en bolsas de plástico y etiquetadas. En el laboratorio, el material foliar fue separado por especies. Se eliminaron los organismos epífitos calcáreos con ácido clorhídrico al 5% y después fue enjuagado con agua corriente. Las hojas de las plantas se secaron en una estufa a 70-80°C hasta peso constante y fueron pesadas en una balanza digital Sartorius con una precisión de 0,1 g.

A partir de las muestras recolectadas con el nucleador, se estimó la densidad de vástagos de *T. testudinum* por muestra, se contó el número de hojas por vástago y

se midió el ancho y el largo de la hoja entera más larga en 6 a 10 vástagos tomados al azar. El Índice de Área Foliar (IAF) para esta especie se determinó con los promedios de las variables por sitio (CARICOMP, 2001), mediante la fórmula:

$$IAF = \text{Densidad de vástagos} * \text{Cantidad de hojas por vástago} * \text{Área de la hoja}$$

Variables ambientales

Como variables complementarias, en todos los puntos de muestreo se determinó la profundidad con las consolas de buceo y se anotaron las características descriptivas del biotopo. La transparencia se midió con un disco Secchi, para lo cual se registra la profundidad a que el observador dejó de verlo en la columna de agua y se anota el porcentaje que representó esta de la profundidad total (CARICOMP, 2001). Se midió también la visibilidad submarina: extendiendo horizontalmente la cuerda del disco Secchi y se anota la distancia de la cuerda a la que el disco dejó de verse, con una aproximación de 0,5 m (Rosabal *et al.*, 1988). La salinidad se midió durante los muestreos biológicos con un refractómetro manual CETI DIGIT 0-10 ATC, con una precisión de 0,2 % calibrado con agua destilada a una temperatura entre 20 y 30°C.

Análisis de datos

Se estimaron las medidas de tendencia central y de dispersión para cada variable por punto de muestreo y por sitio. Se realizaron mapas de cobertura y biomasa promedio para cada especie por sitio, con el programa MapInfo Professional 12 (©2013 Pitney Bowes Software Inc.).

Para explorar las tendencias de la comunidad, se emplearon análisis multivariados, a partir de una matriz de similitud con los valores promedio de cobertura de especies de angiospermas marinas y macroalgas, mediante el índice de similitud de Bray-Curtis. Esta matriz se elaboró con los datos previamente transformados con

raíz cuadrada y una variable ficticia (*dummy*), para incluir los sitios sin vegetación (Clarke *et al.*, 2006). A partir de dicha matriz, se elaboró un análisis de agrupamiento (CLUSTER) con el método de promedio de grupos junto con la prueba de significación SIMPROF. Para representar las diferencias en las coberturas entre los grupos que tuvieron una semejanza del 70 % o más, se usaron gráficos de caja. Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (McDonald, 2008), más la prueba de comparaciones múltiples por rangos *post-hoc* en las demás variables biológicas para detectar diferencias entre los grupos obtenidos en el CLUSTER.

Para explorar las relaciones entre las variables bióticas y ambientales, se usó la rutina multivariada BIOENV. También se empleó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman con la corrección de Bonferroni (McDonald, 2008) y se realizaron gráficos de dispersión.

Los análisis multivariados se efectuaron con el programa Primer 5 (©Primer-E, Ltd., 2001) siguiendo los criterios de Clarke & Warwick (2001) y de Clarke &

Gorley (2006). Para los análisis univariados se trabajó con el paquete estadístico Statistica 7 (©Statsoft, Inc., 1984-2004).

Resultados

Distribución y características de los pastos marinos

De los 26 sitios estudiados entre el PNC y en BBV, *Thalassia testudinum* K. D. Koenig apareció en 17 sitios (para una frecuencia de 65,4 %), *Syringodium filiforme* Kützing en 13 sitios (50 %) y *Halodule wrightii* Ascherson en 16 sitios (61,5 %). En siete sitios no se encontró vegetación marina alguna.

En algunos sitios, la especie que predominó en la zona más cercana a la costa fue *H. wrightii* (Figs. 2A, 2F). En otros, la pradera comenzaba con *T. testudinum* (Figs. 2B, 2C, 2D) o con *S. filiforme* (Fig. 2E). En muchos puntos se presentaron las tres especies entremezcladas, con una alta variabilidad en cuanto a la cobertura y su densidad. Al promediar la cobertura para los sitios con pastos marinos en el área de estudio, *S. filiforme* tuvo

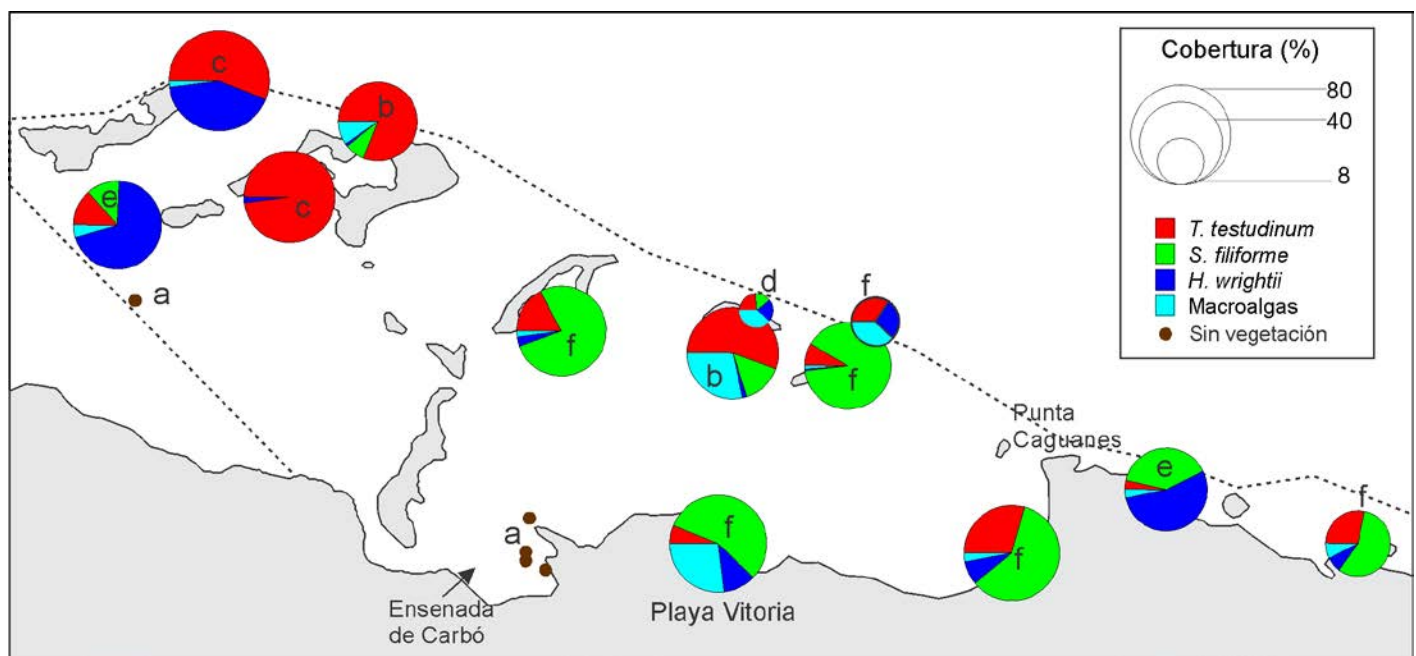


Fig. 2. Variaciones en la cobertura de las especies de angiospermas marinas y macroalgas a lo largo de seis transectos. TT: *T. testudinum*, SF: *S. filiforme*, HW: *H. wrightii*, Algas: macroalgas. Para las letras en cada sitio ver Fig. 4.

una cobertura mayor ($20,5 \pm 24,7\%$ DE) que *T. testudinum* ($13,5 \pm 24,1\%$ DE) y *H. wrightii* ($5,9\% \pm 13,8$). *T. testudinum* predominó en cobertura en cuatro de los 13 sitios estudiados, mientras que *S. filiforme* y *H.*

wrightii predominaron en cuatro y dos sitios, respectivamente (Fig. 3).

La densidad de vástagos promedio en los sitios donde apareció *S. filiforme* estuvo entre 39,5 (S2) y 1368,9 (S20)

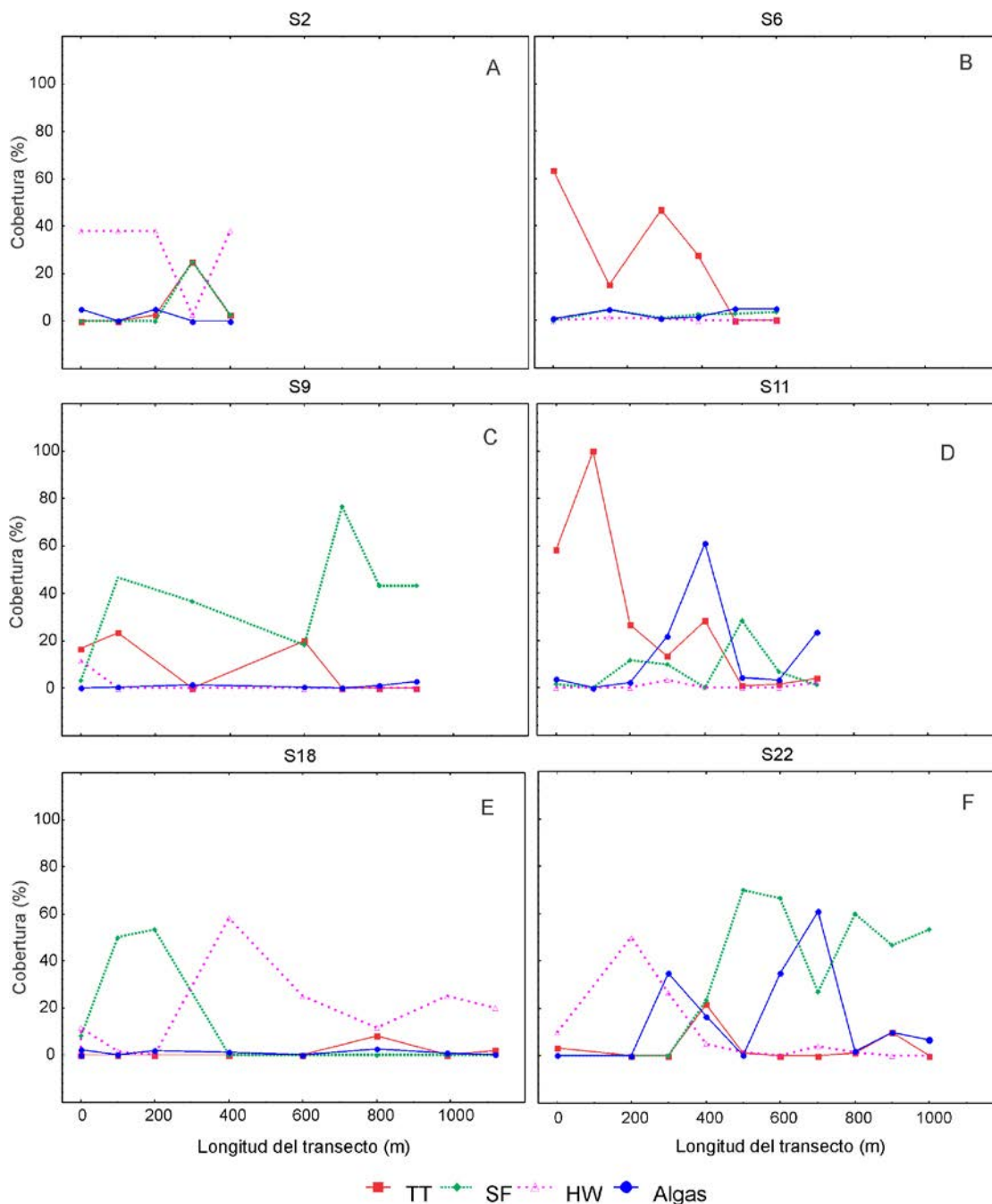


Fig. 3. Distribución de la cobertura promedio de las especies de angiospermas marinas y macroalgas en los sitios y grupos en que fueron incluidos por el análisis de agrupamiento (para las letras a-f ver fig. 4).

vástagos.m⁻², con un promedio para el área de 662,3 ± 798,8 vástagos.m⁻². La densidad de *H. wrightii* presentó valores de densidad entre 10,7 (S6) y 920,0 vástagos.m⁻² (S18) con una media global de 248,6 ± 469,3 vástagos.m⁻². *T. testudinum* presentó los valores de densidad menores, entre 7,3 (S18) y 586,7 (S7) vástagos.m⁻², con una media para el área de 148,6 ± 244,6 vástagos.m⁻².

Las macroalgas presentaron una cobertura promedio de 5,4% ± 14,1 en los pastos marinos, aunque en algunos cuadrados alcanzó hasta el 98 %. Predominaron las macroalgas calcáreas como *Acetabularia* y *Halimeda* y correosas como *Penicillus* y *Udotea*. Además, en S3, S16, S20 y S22 abundaron macroalgas carnosas como las del complejo *Laurencia*; S6 presentó abundantes macroalgas foliosas (*Anadyomene*), mientras que S9, S11 y S18 tuvieron una gran variedad de géneros y

morfotipos. La abundancia relativa de epífitas sobre las hojas de las angiospermas marinas varió entre 0 y 5 (escala de Braun-Blanquet), con los valores más altos en S6 y S10 (3), los menores en S9 (0,7) y una media global de 2,2. Ello equivale a poco más del 25 % de la superficie foliar cubiertas por epífitas. Predominaron las macroalgas costrosas en general, acompañadas en ocasiones de formas filamentosas no identificadas, pequeños poliquetos serpulidos, hidozoos, foraminíferos y detrito.

El análisis de agrupamiento (CLUSTER) con los promedios de la cobertura de angiospermas marinas y las macroalgas por sitio, dio como resultado solo dos grupos, según la prueba SIMPROF: los sitios con vegetación en un grupo y los que no tuvieron vegetación en otro (Fig. 4). Si se hace una separación con el criterio del 70 % de similitud entre los sitios, se obtienen seis

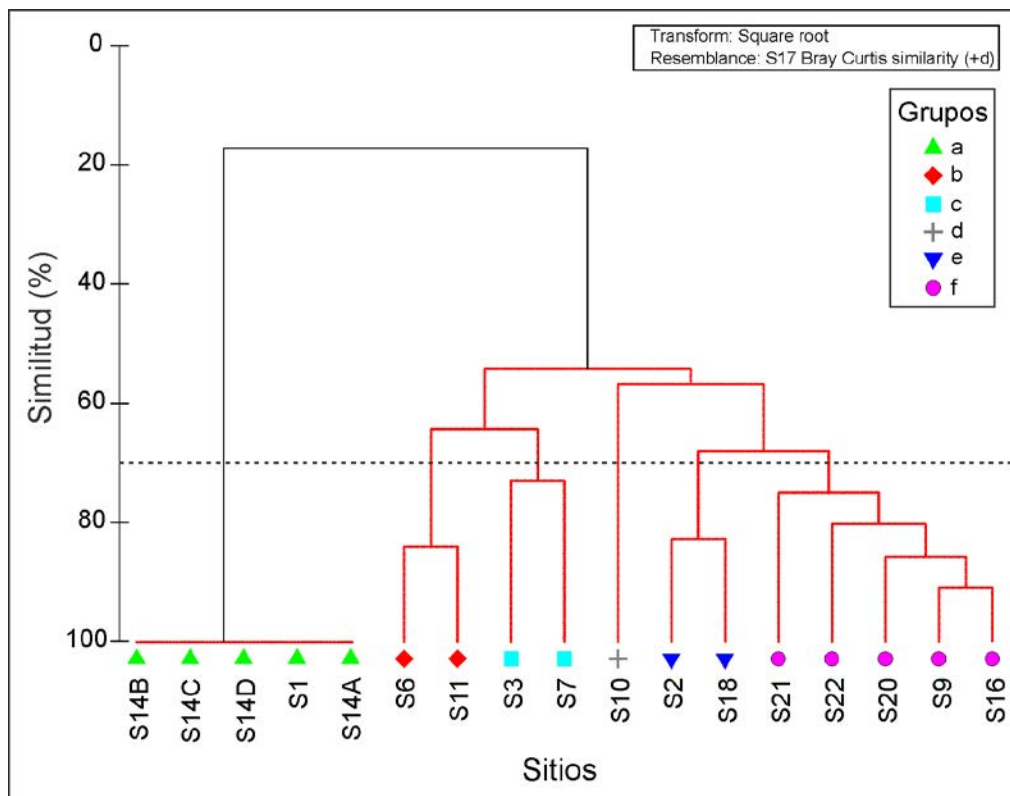


Fig. 4. Dendrograma resultante del análisis de agrupamiento (CLUSTER) de los sitios a partir de la cobertura promedio de las especies de angiospermas marinas y de macroalgas en los transectos. Las líneas rojas indican que no hay diferencias significativas, según la prueba SIMPROF. a-f: Grupos de sitios con un 70 % de similitud. El grupo a no presentó vegetación marina.

grupos, donde el grupo a estuvo integrado por los sitios sin vegetación (Tabla 2; Fig. 4). El resto de los grupos presentaron diferencias en cuanto a la cobertura de las especies de angiospermas marinas y las macroalgas: *T. testudinum* predominó en el grupo **b**, *S. filiforme* en el grupo **f** y *H. wrightii* en el grupo **e**; el grupo **c** estuvo dominado por *T. testudinum*, pero acompañada de abundante *H. wrightii*; las macroalgas fueron más abundantes en **b** que en los restantes grupos (Figs. 3 y 5). El grupo **d** (integrado solo por el sitio S10) tuvo valores muy bajos de cobertura de todas las especies (Tabla 2).

Se encontraron también diferencias entre los grupos para las demás variables biológicas medidas en los transectos (prueba de Kruskal-Wallis): la longitud de los transectos fue menor en el grupo **d** (Fig. 6A); la densidad de *T. testudinum* fue superior en los grupos **b** y **c** (Fig. 6B); la de *S. filiforme* fue superior en **f** (Fig. 6C) y la de *H. wrightii* en **e** (Fig. 6D). La canopia fue más alta en **c** y **f** (Fig. 6E) y el epifitismo fue mayor en **b** y menor en **e**. El grupo **d**, integrado solo por S10, tuvo los

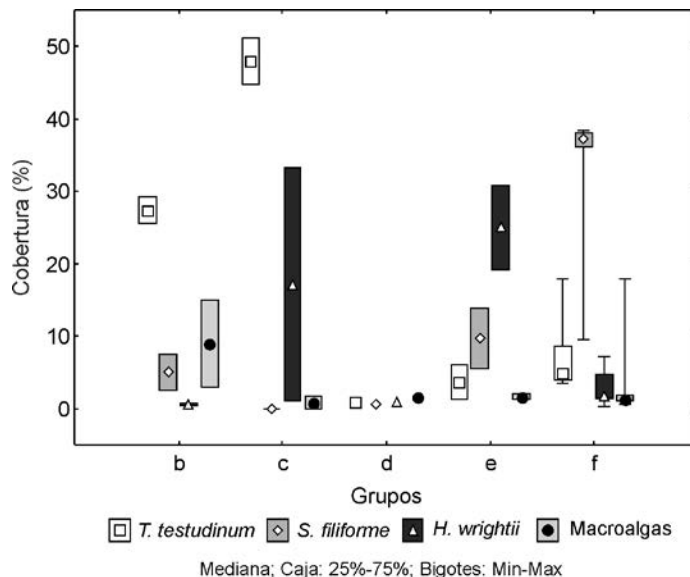


Fig. 5. Diferencias en la cobertura de las especies de angiospermas marinas y de macroalgas en los transectos en los grupos de sitios con un 70 % de similitud. El grupo a no presentó vegetación marina.

valores menores de la longitud del transecto (ancho de la pradera), valores bajos de la densidad de *S. filiforme* y

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de las variables biológicas y ambientales medidas en los grupos de sitios.

Variables/ Grupos		a	b	c	d	e	f
Sitios		S1, S14A-D, S24, S28	S6, S11	S3, S7	S10	S2, S18	S9, S16, S20, S21, S22
Cobertura (%)	<i>T. testudinum</i>	0,0	27,6 ± 30,7	48,8 ± 38,5	1,0 ± 0,9	2,1 ± 6,4	7,4 ± 14,1
	<i>S. filiforme</i>	0,0	5,4 ± 9,7	0,0	0,7 ± 0,9	12,5 ± 21,4	33,2 ± 25,2
	<i>H. wrightii</i>	0,0	0,6 ± 1,8	12,6 ± 27,4	0,9 ± 0,8	21,2 ± 18,5	3,4 ± 9,1
	Macroalgas	0,0	9,9 ± 17,0	0,7 ± 1,1	1,6 ± 1,2	1,4 ± 1,5	5,7 ± 15,8
Densidad (vástagos.m ⁻²)	<i>T. testudinum</i>	0,0	289,9 ± 282,6	439,4 ± 367,3	151,1 ± 161,0	29,8 ± 80,1	88,2 ± 189,9
	<i>S. filiforme</i>	0,0	275,8 ± 269,1	0,0	149,3 ± 221,7	410,7 ± 874,1	1022,2 ± 829,5
	<i>H. wrightii</i>	0,0	29,0 ± 103,1	138,7 ± 351,4	362,7 ± 444,6	868,6 ± 818,3	166,5 ± 336,3
Canopia (cm)	-	-	18,7 ± 4,7	35,5 ± 12,0	14,6 ± 8,0	22,6 ± 13,9	29,2 ± 11,8
Epifitismo (Braun-Blanquet)	-	-	2,9 ± 1,8	2,0 ± 1,5	3,0 ± 2,3	1,4 ± 1,3	2,0 ± 1,4
Visibilidad (m)		2,0 ± 2,0	4,8 ± 0,25	3,5 ± 1,0	2,7 ± 0	1,7 ± 0,1	1,5 ± 0,5
Transparencia (%)		44,6 ± 40,9	100,0 ± 0	100,0 ± 0	60,0 ± 0	100,0 ± 0	76,0 ± 21,4
Salinidad		37,5 ± 0,5	39,6 ± 0,5	38,4 ± 0,5	40,0 ± 0	38,0 ± 0	38,8 ± 1,1
Profundidad (m)		2,8 ± 2,0	2,0 ±	1,6 ± 0,5	2,5 ± 1,1	2,0 ± 0,8	1,9 ± 0,7
Largo del transecto (m)		-	337,1 ± 221,0	174,0 ± 156,9	50,0 ± 43,3	470,0 ± 388,6	437,4 ± 342,9

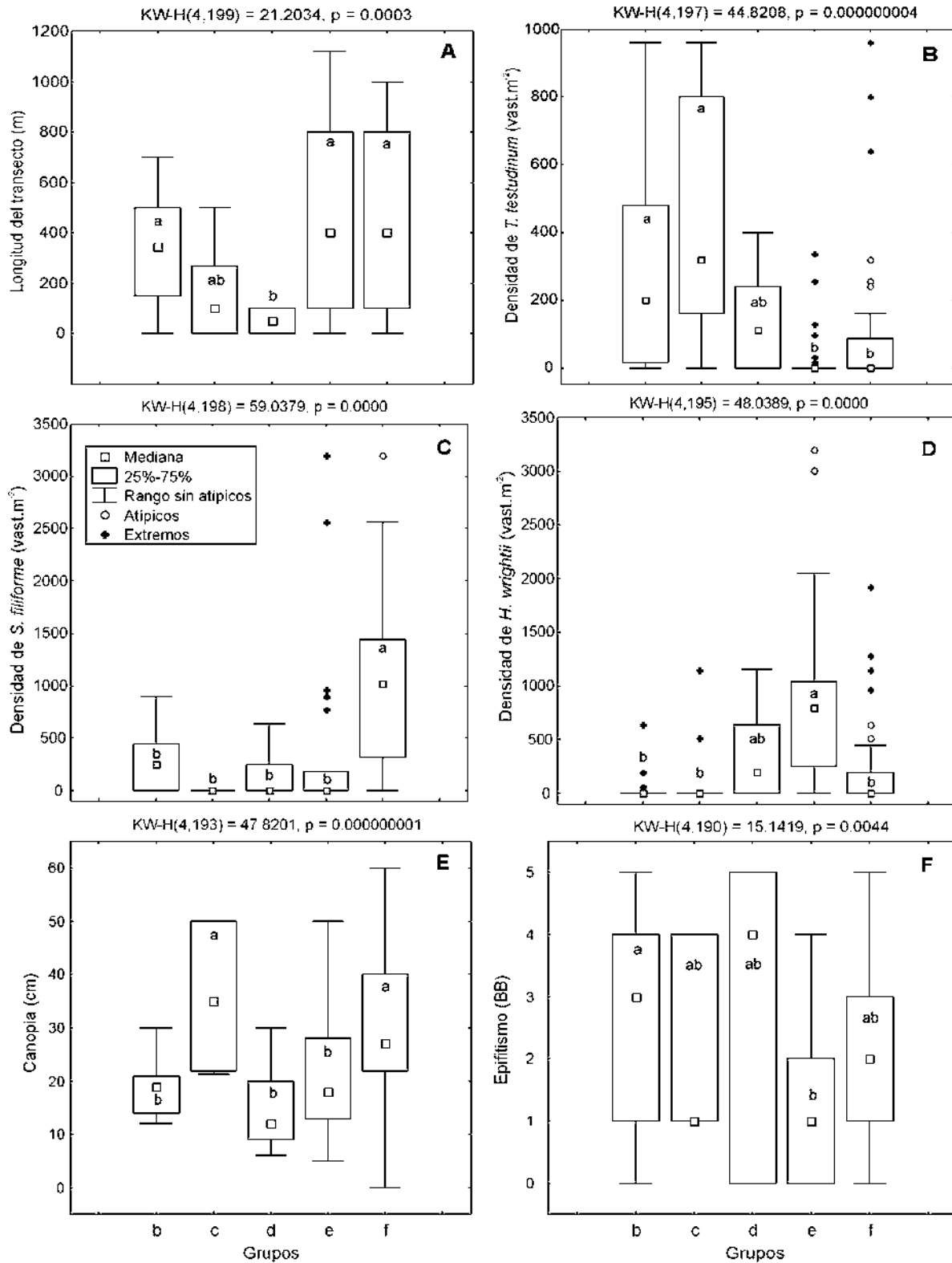


Fig. 6. Diferencias en las variables analizadas en los transectos entre los grupos de sitios con un 70 % de similitud.

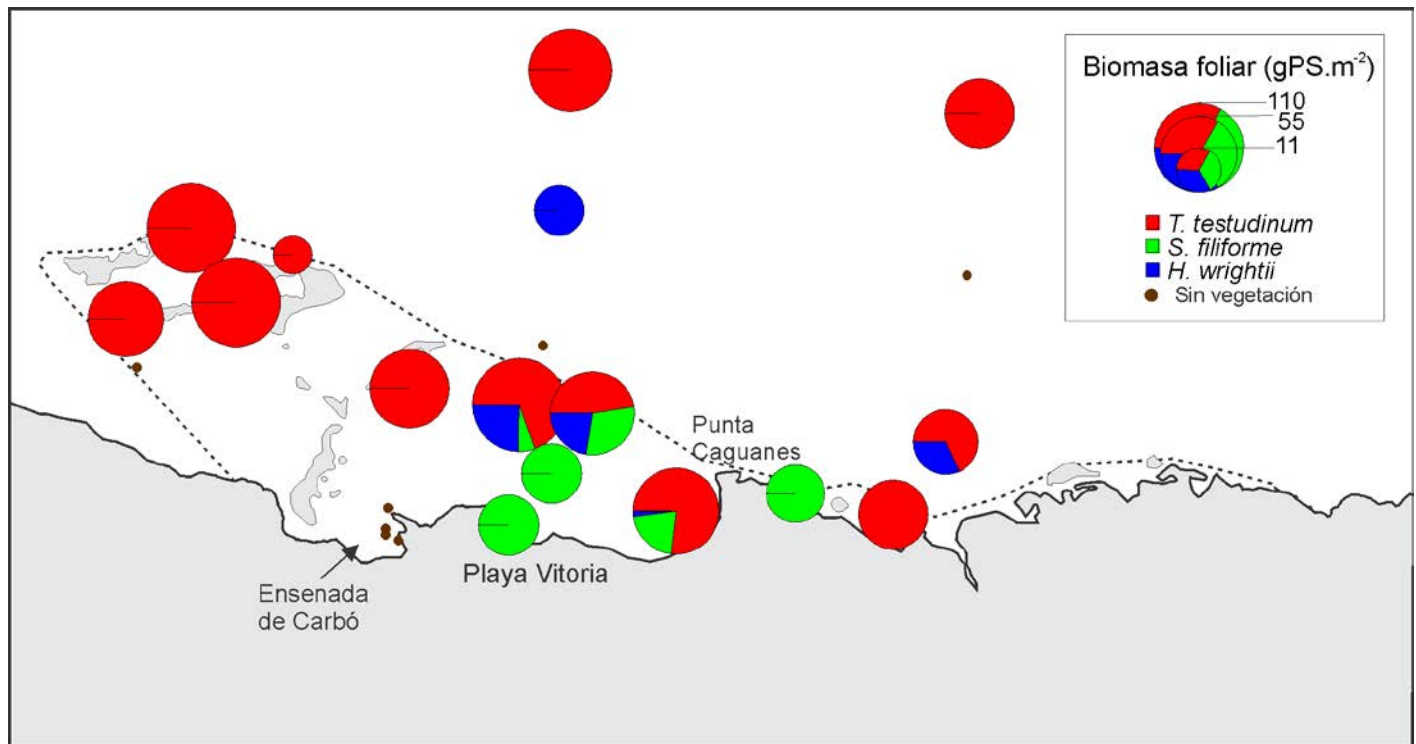


Fig. 7. Distribución de la biomasa foliar por especie de angiosperma marina, incluyendo sitios en la bahía de Buena Vista.

de altura de la canopia, e intermedios de las densidades de *T. testudinum* y de *H. wrightii*.

La biomasa foliar seca recolectada en 16 praderas no refleja la misma dominancia de las especies. Según esta variable, *T. testudinum* predominó en 12 sitios, incluyendo los localizados en la bahía de Buena Vista, mientras que la de *S. filiforme* predominó solo en tres. En el sitio S27 solo apareció *H. wrightii* (Fig. 7). La biomasa foliar promedio por sitio de *T. testudinum*, donde apareció esta especie, estuvo entre 7,4 (S6) y 92,6 gPS.m⁻² (S3). *S. filiforme* tuvo una biomasa media entre 5,9 (S11) y 20,6 gPS.m⁻² (S17 y S22) y la de *H. wrightii* entre 1,7 (S20) y 26,5 gPS.m⁻² (S11).

El ancho de las hojas de *T. testudinum* en los muestreos de biomasa varió entre 4 y 11 mm, con promedios por sitio entre 4,75 (S23) y 10,4 mm (S24). El largo de las hojas estuvo entre 11 y 51 cm, con una media entre 13,4 (S26) y 39 cm (S7). La cantidad promedio de hojas por vástago osciló entre 3,5 (S26) y 6,4 (S20), con

valores extremos de 3 y 8. El índice de área foliar por sitio varió entre 1,1 (S23) y 12,8 (S22), con el 75 % de los valores entre 2,2 y 8,9.

Relaciones con las variables ambientales

La profundidad de los puntos de muestreo varió entre 0,3 y 5 m (Tabla 1). La salinidad tuvo valores entre 37 y 40, la visibilidad horizontal entre 0 y 6,5 m y la transparencia entre 0 y 100 %.

Se encontraron correlaciones significativas entre las variables biológicas y ambientales medidas en cada punto de los transectos (Tabla 3). La cobertura y la densidad de *T. testudinum* presentaron correlaciones positivas con la visibilidad y negativas con la profundidad. La cobertura y la densidad de *S. filiforme* presentaron correlaciones positivas con la salinidad, mientras que la cobertura de *H. wrightii* se correlacionó negativamente con esta variable. La cobertura de macroalgas tuvo

Tabla 3. Correlaciones significativas encontradas entre las variables biológicas medidas y las ambientales mediante el coeficiente de correlación por rangos de Spearman con el ajuste de Bonferroni.

Pares de variables	N	Rs	p
Cobertura de <i>T. testudinum</i> & visibilidad	187	0,360	0,000000
Cobertura de <i>T. testudinum</i> & profundidad	208	-0,311	0,000005
Cobertura de <i>S. filiforme</i> & salinidad	207	0,282	0,000037
Cobertura de <i>H. wrightii</i> & salinidad	207	-0,223	0,001222
Cobertura de macroalgas & visibilidad	182	0,382	0,000000
Cobertura de macroalgas & transparencia	182	0,327	0,000007
Cobertura de macroalgas & profundidad	203	0,279	0,000055
Altura de la canopia & visibilidad	173	-0,267	0,000391
Densidad de <i>T. testudinum</i> & visibilidad	185	0,376	0,000000
Densidad de <i>T. testudinum</i> & profundidad	206	-0,346	0,000000
Densidad de <i>S. filiforme</i> & salinidad	207	0,287	0,000027

correlaciones positivas con la visibilidad, la transparencia y la profundidad. La altura de la canopia tuvo correlación negativa con la visibilidad.

La rutina multivariada BIOENV dio la mejor relación ($Rho = 0,307$, $p = 0,01$) entre la composición por densidades de las tres especies de angiospermas en los transectos con la profundidad, la transparencia y la salinidad combinadas. Sin embargo, estas relaciones no son lineales. La densidad de *T. testudinum* fue más alta entre 0,8 y 1,5 m de profundidad y disminuyó a mayores profundidades (Fig. 8A) y transparencias mayores de 80 % (Fig. 8B). De forma semejante, esta variable tuvo valores mayores a salinidades entre 38 y 40 (Fig. 8C). La densidad de *S. filiforme* fue mayor a profundidades entre 1,2 y 2,0 m (Fig. 8D), transparencias mayores de 80 % (Fig. 8E) y salinidades entre 38 y 40 (Fig. 8F). La densidad de *H. wrightii* fue superior entre 2,2 y 2,6 m de profundidad (Fig. 8G), transparencias cercanas a

100 % (Fig. 8H) y a salinidades de 38 (Fig. 8I). No se encontraron pastos marinos a una profundidad mayor de 3,5 m ni con transparencias menores del 50 %.

Discusión

Se pudo lograr la caracterización de los pastos marinos del PNC y en parte de la BBV, durante los recorridos y los muestreos. Se constató que los fondos marinos del área están colonizados, en su mayoría, por pastos marinos sobre sedimentos entre fangosos y arenoso-fangosos, aunque con una alta variabilidad en lo que respecta a su estructura y abundancia. Las praderas fueron más amplias dentro del PNC, y más estrechas y pobres hacia el norte, al internarse en la Bahía de Buena Vista. Al final de las praderas estudiadas se encontraron canales con sedimento sin vegetación, probablemente debido a las características hidrodinámicas de la zona, que están regidas por corrientes de marea (Fernández-Vila y Chirino, 1993).

El análisis de agrupamiento permitió deslindar las variaciones espaciales, según la especie de angiosperma predominante en cada sitio, donde sitios cercanos geográficamente no son semejantes. Las áreas con mayor cobertura y densidad de *T. testudinum* fueron aquellas con valores superiores de transparencia y visibilidad (grupos **b** y **c**), mientras que donde *S. filiforme* y *H. wrightii* tuvieron valores altos de cobertura y densidad (grupos **e** y **f**), la visibilidad fue baja. La altura del follaje (canopia) fue superior donde predominaron *T. testudinum* o *S. filiforme*, y fue menor donde lo predominó *H. wrightii*, dadas las características inherentes a estas especies. El grupo **d**, integrado solo por S10, con valores muy bajos de cobertura vegetal, baja canopia y la pradera más estrecha, coincidió con la salinidad más alta registrada (40) y valores bajos de transparencia y visibilidad.

Si bien en la mayor parte de la plataforma marina cubana, la especie predominante en este ecosistema es *Thalassia testudinum* (Martínez-Daranas *et al.*, 2007; Martínez-Daranas *et al.*, 2014; Gómez González &

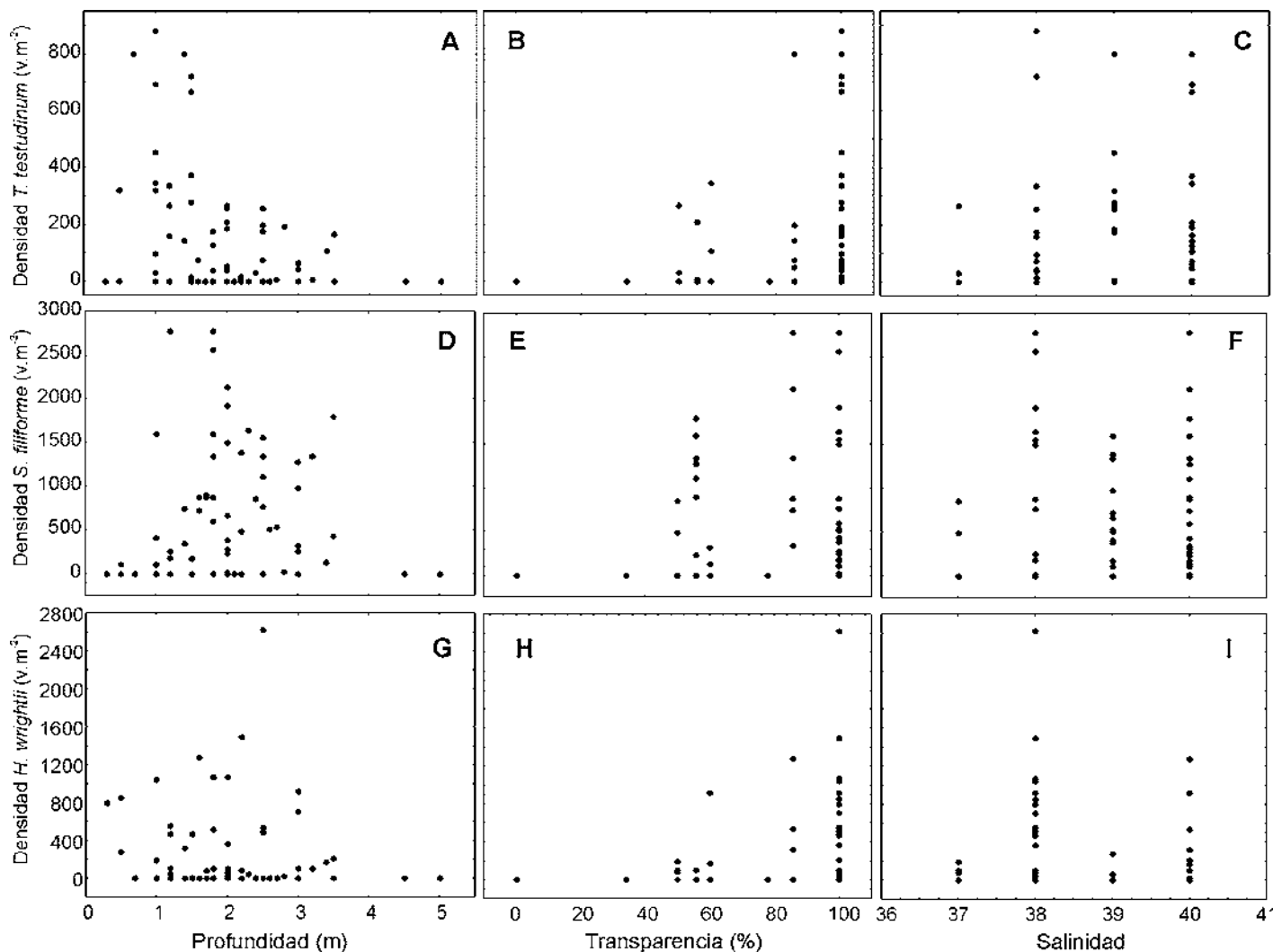


Fig. 8. Gráficos de dispersión de la densidad por especie de angiosperma marina con la profundidad, la salinidad y la transparencia.

Martínez-Daranas, 2016; Torres Conde & Martínez-Daranas, 2017; Martínez-Daranas *et al.*, 2018), se hallaron amplias áreas del PNC donde predomina *Syringodium filiforme*, fundamentalmente en la zona centro-oriental del área protegida. De hecho, las praderas más extensas fueron aquellas que tenían altas coberturas de esta especie. *Halodule wrightii* también predominó o fue abundante en algunos sitios de la zona occidental y en un sitio de BBV. La estructura de los pastos marinos, donde *T. testudinum* es la especie clímax y dominante (en el Atlántico Occidental), suele

ser monoespecífica o mezclada con parches de otras especies de angiospermas marinas (Fourqurean *et al.*, 2003; van Tussenbroek *et al.*, 2006; Loría-Naranjo *et al.*, 2018). A diferencia de lo encontrado en el PNC, *S. filiforme* ha sido observado hasta profundidades mayores de 3 m en Cuba y otras regiones del Caribe (Buesa, 1975; Zieman *et al.*, 1989). *T. testudinum* puede ser reemplazada por *H. wrightii*, *S. filiforme* o por macroalgas que toleran niveles de iluminación más bajos (van Tussenbroek *et al.*, 2006). Estas dos últimas especies pueden competir exitosamente con *T. testudinum* ante

incrementos de nutrientes, fundamentalmente de fósforo (Short *et al.*, 1985; Ferdie & Fourqurean, 2004; Herbert & Fourqurean, 2008). Williams (1990) encontró que cuando la comunidad de pastos marinos avanza hacia su estado clímax, *T. testudinum* puede coexistir con otras especies de angiospermas marinas gracias a una partición del nicho ecológico. Esto se explica por las profundidades a las que llegan las raíces y los requerimientos de nutrientes de las distintas especies, o por la acumulación de nutrientes a medida que se produce la sucesión (Williams, 1990).

Las diferencias en la densidad de vástagos no son comparables entre las especies, debido a las características morfológicas y la arquitectura de cada una, fundamentalmente en lo relacionado con el tamaño de los módulos (ramets) y el largo de los internodos de los rizomas, donde se forman los vástagos (Duarte, 1991). Sin embargo, la densidad de *T. testudinum* fue entre baja y moderada como promedio en los sitios, al compararlo con otras zonas del Gran Caribe (van Tussenbroek *et al.*, 2014). *S. filiforme* y *H. wrightii*, que pueden estar ausentes o en bajas densidades en praderas dominadas por *T. testudinum*, presentaron densidades altas en algunos sitios, si las comparamos con estudios ejecutados en otras zonas (Gallegos *et al.*, 1994; Martínez-Daranas *et al.*, 2014; Torres Conde & Martínez-Daranas, 2017).

En este estudio fueron observadas macroalgas verdes rizofíticas (géneros *Halimeda*, *Caulerpa*, *Udotea*, *Penicillus*) en los fondos, entre las angiospermas marinas, lo cual es común en los pastos marinos del Atlántico tropical y subtropical (van Tussenbroek *et al.*, 2006). También se encontraron grandes masas a la deriva, constituidas por varias especies de algas carnosas (complejo *Laurencia*), foliosas (*Anadyomene*) y filamentosas (*Cladophora*, *Cladophoropsis*) que se encuentran entremezcladas sobre las angiospermas marinas o entre ellas (ver lista de especies en Martínez-Daranas *et al.*, este número). Estas masas pueden permanecer estacionarias sobre los pastos marinos por mucho tiempo (meses), formando mantos o tomar formas esféricas, en

respuesta al movimiento de las aguas que las hace rodar por el fondo (van Tussenbroek *et al.*, 2006).

Aunque hubo puntos donde las macroalgas epífitas presentaron coberturas entre 75 y 100 %, en general no fueron muy abundantes. Ello puede deberse a las variaciones de salinidad que pueden presentarse en la zona (33-55; Fernández-Vila y Chirino, 1993) o a la herbivoría. La abundancia de macroalgas a la deriva y epífitas con frecuencia está vinculado al exceso de nutrientes y la escasez de herbívoros (Lapointe *et al.*, 1994; Littler & Littler, 2005). Sin embargo, la carencia de herbívoros no parece ser la causa en el PNC por la observación de una gran diversidad de invertebrados (moluscos, erizos, entre otros) durante los muestreos en los fondos y sobre las hojas de las angiospermas marinas. También se han reportado avistamientos de manatí antillano (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) en el PNC (Daily Borroto Escuela, comm. pers.), especie que forrajea los pastos marinos y consume macroalgas de forma incidental (Álvarez Alemán, 2010).

En este trabajo no se incluyó el análisis de los nutrientes, pero se han hallado valores elevados de materia orgánica y de nutrientes en sectores de la bahía de Buena Vista (Montalvo *et al.*, 2004). En particular, en la ensenada de Carbó se encontraron condiciones de hipoxia, así como elevadas concentraciones de amonio, nitrógeno orgánico y fósforo reactivo soluble en agua, cuyo origen eran los vertimientos de una fábrica de levadura torula, en los tiempos de este estudio (Montalvo-Estévez *et al.*, 2007). Estos nutrientes pueden favorecer la proliferación de grandes masas de macroalgas sobre los pastos marinos y explicarían la abundancia de las especies pioneras de angiospermas marinas, aspecto que debe ser estudiado con mayor profundidad.

Adicionalmente, las aguas del PNC son usualmente tranquilas, puesto que se encuentran protegidas del oleaje por los cayos y una amplia plataforma marina. Las corrientes en la zona son de marea débiles, con una velocidad media entre 0 y 5 cm.s⁻¹ (Fernández-Vila y Chirino, 1993). Esta hidrodinámica favorece

la retención de los sedimentos más finos cargados de nutrientes, procedentes de los manglares. Además, las altas densidades de varias especies de angiospermas marinas, favorece la acumulación de las macroalgas sobre los pastos marinos, dado que la rugosidad del follaje tiende a reducir aún más la hidrodinámica (Koch *et al.*, 2006; Biber, 2007). La persistencia de especies más frágiles como *S. filiforme* y *H. wrightii*, así como las grandes extensiones de pastos marinos se relaciona con las aguas tranquilas, mientras que en zonas con alta hidrodinámica predominan las especies más robustas (como *T. testudinum*) y se forman espacios sin pastos, debido a que las corrientes y el oleaje evita la expansión de los rizomas laterales (Koch *et al.*, 2006).

La salinidad se mantuvo relativamente alta durante los muestreos, aunque el rango no fue tan amplio como en otras ocasiones (Fernández-Vila y Chirino, 1993). De las tres especies de angiospermas marinas encontradas en el PNC, *S. filiforme* es la más sensible a grandes variaciones de salinidad, mientras que *H. wrightii* es la especie más eurihalina (McRoy & McMillan, 1977; Dunton, 1996; Fourqurean *et al.*, 2003). Tampoco se hallaron salinidades superiores a 43,3, valor considerado como crítico para estas especies por Martínez-Daranas (2007) en el archipiélago Sabana-Camagüey.

La luz fue el factor que limitó la abundancia de pastos marinos, puesto que no se encontraron especies de angiospermas marinas a menos de 44,4 % de transparencia, tanto en el PNC como en BBV ni a profundidades mayores de 3,5 m. No obstante, hay que tener en cuenta que estos registros fueron solo del instante del muestreo. Betanzos Vega *et al.* (2013) observaron valores altos de turbidez al centro y oeste de esta bahía, lo cual atribuyen a varias causas, como la contaminación por materia orgánica desde la zona costera, la limitación en la renovación de las aguas a consecuencia del vial Caibarién-Cayo Santa María, la pérdida en la cobertura de pastos marinos, las bajas profundidades y el predominio de fondos fangosos y fango-arenosos. De las tres especies de angiospermas encontradas en

este trabajo, *T. testudinum* es la que requiere mayores niveles de irradiación (Buesa, 1975; Williams, 1977; Martínez-Daranas, 2007).

En este trabajo se encontró un incremento de la altura de la canopia asociado con la disminución de la visibilidad en el agua. Esto puede ser una respuesta ante una mayor disponibilidad de nutrientes, lo que favorece el crecimiento de los vástagos y las hojas (Romero *et al.*, 2006) y pudiera, a su vez, favorecer la competencia por la luz en ambientes poco iluminados. También coinciden los mayores valores de altura de la canopia en los sitios donde abunda *S. filiforme*, cuyas hojas se observaron sobrepasando en altura las de *T. testudinum*.

La biomasa foliar seca de las tres especies se encuentra en los valores hallados en el área del Caribe. *T. testudinum* presentó valores de bajos a medios, al compararlos con otras áreas de Cuba y el Caribe (van Tussenbroek *et al.*, 2014). La biomasa foliar promedio de *S. filiforme* y *H. wrightii* estuvo en los intervalos de lo hallado en el archipiélago Sabana-Camagüey, donde aparecieron estas especies (Martínez-Daranas *et al.*, 2007), así como en otras zonas del Caribe (van Tussenbroek *et al.*, 2014; Loría-Naranjo *et al.*, 2018). No obstante, la forma en que se muestreó la biomasa foliar no fue representativa de las variaciones que presentan los pastos en el PNC, puesto que se tomaron en un solo punto, más o menos central, de cada pradera. De este modo, no fueron representadas las biomásas de todas las especies de angiospermas marinas ni de las macroalgas. Por esta razón, tampoco se apreciaron correlaciones significativas entre estas y las variables ambientales. En praderas tan extensas como las del PNC, o con muchas especies, es necesario tomar muestras en varios puntos de las mismas para futuros estudios de biomasa.

Aunque la prospección en los pastos marinos del PNC en 2003 constituye una exploración de un solo momento, parecen existir condiciones apropiadas para el desarrollo de extensiones amplias de pastos marinos que favorecen la vida de una amplia diversidad de organismos marinos. Es de esperar que las acciones

dirigidas a reducir la carga contaminante de las industrias de la zona, hayan favorecido mejoras de la calidad del agua y se reduzca la amenaza hacia este ecosistema. Se recomienda efectuar estudios de la variación estacional de la abundancia y extensión de estas praderas. También se recomienda mantener un monitoreo de las variables biológicas y de las abióticas en este ecosistema, para evaluar los efectos de las acciones de manejo, así como el impacto de eventos meteorológicos como el huracán Irma, que impactó la zona con una categoría 4, en septiembre de 2017 (<http://www.escambray.cu/2017/sancti-spiritus-la-verdad-sobre-irma/>).

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento brindado por el proyecto GEF/PNUD Sabana-Camagüey en su segunda etapa. Un reconocimiento especial al fallecido Pedro M. Alcolado, por la guía científica y el apoyo espiritual durante todo el proyecto. Se agradece a la tripulación de las embarcaciones que participaron en los muestreos y a los trabajadores del PNC, quienes apoyaron este trabajo. Queremos reconocer también las sugerencias brindadas por los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar el resultado final.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Referencias

- Alcolado, P. M., García, E. E., Espinosa, N. (Eds.). (1999). *Protección de la biodiversidad y desarrollo sostenible en el ecosistema Sabana-Camagüey*. Madrid: CESYTA S.L.
- Álvarez Alemán, A. (2010). *Estado actual del manatí (Trichechus manatus) en la Ensenada de la Siguanea: Consideraciones para su conservación*. Tesis presentada en opción al Título Académico de Maestro en Manejo Integrado de Zonas Costeras, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de la Habana, La Habana. <http://www.oceandocs.org/handle/1834/5697>
- Anon. (2000). *Diccionario Geográfico de Cuba*. La Habana: Comisión Nacional de Nombres Geográficos, Oficina Nacional de Hidrografía y Geodesia.
- Arias-Ortiz, A., Serrano, O., Masqué, P., Lavery, P. S., Mueller, U., Kendrick, G.A., Rozaimi, M., Esteban, A., Fournurean, J. W., Marbà, N., Mateo, M.A., Murray, K., Rule, M. J., Duarte, C.M. (2018). A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks. *Nat. Clim. Chang.*, 8(4), 338-344. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-018-0096-y>
- Baisre, J. A. (2018). An overview of Cuban commercial marine fisheries: the last 80 years. *Bull. Mar. Sci.*, 94(2). <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1015>
- Betanzos Vega, A., Capetillo Piñar, N., Lopeztegui Castillo, A., Martínez Daranas, B. (2013). Variación espacio-temporal de la turbidez y calidad en cuerpos de agua marina de uso pesquero, región norcentral de Cuba, 2008-2010. *Ser. Oceanol.*, 12, 24-35.
- Biber, P.D. (2007). Transport and persistence of drifting macroalgae (Rhodophyta) are strongly influenced by flow velocity and substratum complexity in tropical seagrass habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 343, 115-122. <http://dx.doi.org/10.3354/meps06893>
- Braun Blanquet, J. (1979). *Fitosociología*. Madrid: H. Blume ediciones.
- Brodie, G., N'Yeurt, D.R.A. (2018). *Impacts of Climate Change on Seagrasses and Seagrass Habitats Relevant to the Pacific Islands*. Pacific Marine Climate Change Report Card: Science Review 2018 (pp. 112-131).
- Buesa, R. J. (1975). Population biomass and metabolic rates of marine angiosperms on the northwestern cuban shelf. *Aquat. Bot.*, 1, 11-23. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770\(75\)90004-2](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770(75)90004-2)
- Burdick, D.M., Kendrick, G.A. (2001). Standards for seagrass collection, identification and sample design. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* (Vol. Chapter 4, pp. 79-100): Elsevier Science, B.V.
- CARICOMP. (2001). *CARICOMP Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring*

- of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. Mona, Kingston, Jamaica: CARICOMP Management Center, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida, St. Petersburg Florida, U.S.A.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2006). *PRIMER v. 6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: Primer-E.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., Chapman, M. G. (2006). On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 330, 55-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.017>
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (2nd ed.). Plymouth: Plymouth Marine Laboratory.
- Domning, D.P. (2001). Sirenians, seagrasses, and Cenozoic ecological change in the Caribbean. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 166, 27-50.
- Duarte, C.M. (1991). Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 77, 289-300.
- Dunton, K.H. (1996). Photosynthetic production and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* along an estuarine gradient. *Estuaries*, 19, 436-447.
- Ferdie, M., Fourqurean, J.W. (2004). Responses of seagrass communities to fertilization along a gradient of relative availability of nitrogen and phosphorus in a carbonate environment. *Limnol. Oceanogr.*, 49(6), 2082-2094.
- Fernández-Vila, L., Chirino, A.L. (1993). *Atlas oceanográfico de las aguas de los Archipiélagos Sabana y Camagüey*. La Habana, Cuba: Centro de Ciencia y Tecnología Marinas, Departamento de Investigaciones de Oceanografía Física, Instituto Cubano de Hidrografía.
- Fourqurean, J.W., Boyer, J.N., Durako, M. J., Hefty, L.N., Peterson, C.H. (2003). Forecasting responses of seagrass distributions to changing water quality using monitoring data. *Ecol. Appl.*, 13(2), 474-489.
- Gallegos, M.E., Merino, M., Rodríguez, A., Marbà, N., Duarte, C.M. (1994). Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109, 99-104.
- Gómez González, E.E., Martínez-Daranas, B. (2016). Caracterización del macrofitobentos de la Laguna Grande, Santa Fe, La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 36(2), 1-15.
- Herbert, D.A., Fourqurean, J. W. (2008). Ecosystem Structure and Function Still Altered Two Decades After Short-Term Fertilization of a Seagrass Meadow. *Ecosystems*, 11, 688-700.
- Jorda, G., Marbà, N., Duarte, C.M. (2012). Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature Clim. Change*, 2(11), 821-824. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1533>
- Kendrick, G.A., Nowicki, R., Olsen, Y.S., Strydom, S., Fraser, M.W., Sinclair, E.A., Statton, J., Hovey, R.K., Thomson, J.A., Burkholder, D., McMahan, K.M., Kilminster, K., Hetzel, Y., Fourqurean, J.W., Heithaus, M.R., Orth, R.J. (2019). A systematic review of how multiple stressors from an extreme event drove ecosystem-wide loss of resilience in an iconic seagrass community. *Front. Mar. Sci.*, 6, 455. doi: 10.3389/fmars.2019.00455
- Kenworthy, W.J., Wyllie-Echeverria, S., Coles, R.G., Pergent, G., Pergent-Martini. (2006). Seagrass conservation biology: An interdisciplinary science for protection of the seagrass biome. In A.W.D. Larkum, R.J. Orth & C.M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 595-623). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Koch, E.W., Ackerman, J.D., Verduin, J., van Keulen, M. (2006). Fluid Dynamics in Seagrass Ecology—from Molecules to Ecosystems. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, ecology and conservation* (pp. 193-225). The Netherlands: Springer.
- Lapointe, B.E., Tomasko, D.A., Matzie, W.R. (1994). Eutrophication and Trophic State Classification of

- Seagrass Communities in the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci.*, 54, 696-717.
- Littler, M.M., Littler, D.S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 74, 13-34.
- Littler, M.M., Littler, D.S. (2005). Application of a seagrass management model. In G. A. Krupnick & W. J. Kress (Eds.), *Plant conservation: a natural history approach* (pp. 270-285). Chicago: Chicago Press.
- Loría-Naranjo, M., Samper-Villarreal, J., Sandoval-Siles, M., Cortés, J. (2018). Intra- and inter-annual variation in a seagrass meadow on the Caribbean coast of Costa Rica: 2009-2015. *Rev. Biol.Trop.*, 66(3), 1149-1161.
- Martínez-Daranas, B., Betanzos Vega, A., Lopeztegui Castillo, A., Capetillo-Piñar, N. (2018). Características del hábitat en la zona de cría de la langosta espinosa *Panulirus argus* al este de la Isla de la Juventud, Cuba (2010-2011). *Rev. Invest. Mar.*, 38(1), 13-32.
- Martínez-Daranas, B., Cano-Mallo, M., Perdomo, M.E., Clero-Alonso, L., Díaz-Larrea, J., Guimaraes, M., Zúñiga-Ríos, D., Alcolado, P.M., Duarte, C.M., Siret, S. (2007). Estado de los pastos marinos. In P. M. Alcolado, E. E. García & M. Arellano-Acosta (Eds.), *Ecosistema Sabana-Camagüey: Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (pp. 51-56). La Habana: Editorial Academia.
- Martínez-Daranas, B., Hernández Avila, A., Valdés Pérez, J.A. (2014). Resultados del programa de pastos marinos. In A. Hernández Avila (Ed.), *Estado actual de la biodiversidad marino-costera en la región de los Archipiélagos del Sur de Cuba* (pp. 51-58). Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana: Impresos Dominicanos s.r.l.
- Martínez-Daranas, B., Jiménez, C., Alcolado, P.M. (1996). Prospección del macrofitobentos de los fondos blandos del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*, 4/5, 77-88.
- McDonald, J.H. (2008). *Handbook of Biological Statistics*. Baltimore, Maryland: Sparky House Publishing.
- McRoy, C.P., McMillan, C. (1977). Production ecology and physiology of seagrasses. In C. P. McRoy & C. Helferich (Eds.), *Seagrass Ecosystems: a scientific perspective* (pp. 53-87). New York: M. Dekker.
- Montalvo, J.F., García, I., Perigó, E., Martínez, M., Cano, M. (2004). Niveles más representativos de los parámetros de calidad químico ambiental en la ecorregión Sabana-Camagüey. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*, 5, 58-70.
- Montalvo-Estévez, J.F., Perigó-Arnaud, E., Martínez-Canals, M. (2007). La contaminación marina. En P. M. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (Eds.), *Ecosistema Sabana-Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (pp. 79-83). La Habana, Cuba: Editorial Academia.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C.M., Valdés, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds.). (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. Norway: Birkeland Trykkeri AS.
- Nordlund, L.M., Koch, E.W., Barbier, E.B., Creed, J.C. (2016). Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS ONE*, 11(10), e0163091. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0163091>
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L. (2006). A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987-996.
- Ralph, P.J., Tomasko, D., Moore, K., Seddon, S., Macinnis-Ng, C.M.O. (2006). Human impacts on seagrasses: Eutrophication, sedimentation, and contamination. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 567-593). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Romero, J., Lee, K.-S., Pérez, M., Mateo, M.A., Alcoverro, T. (2006). Nutrient dynamics in seagrass ecosystems. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, ecology and conservation* (pp. 227-254). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

- Rosabal, I., Blázquez, L., Rodríguez-Portal, J.A. (1988). Consideraciones acerca de la visibilidad submarina en el Rincón de Guanabo. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 7, 1-14.
- Ruiz Plasencia, I. (2017). *Las áreas protegidas de Cuba*. La Habana, Cuba: Centro Nacional de Áreas Protegidas.
- Salinas, C., Duarte, C.M., Lavery, P.S., Masque, P., Arias-Ortiz, A., Leon, J.X., Callaghan, D., Kendrick, G.A., Serrano, O. (2020). Seagrass losses since mid-20th century fuelled CO₂ emissions from soil carbon stocks. *Glob. Change Biol.*, 26, 4772-4784. doi: 10.1111/gcb.15204
- Short, F.T., Davis, M.W., Gibson, R.A., Zimmerman, C.F. (1985). Evidence for phosphorous limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 20, 419-430.
- Torres Conde, E.G., Martínez-Daranas, B. (2017). Los pastos marinos del Golfo de Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 37(2), 1-15.
- Unsworth, R.K.F., McKenzie, L.J., Collier, C.J., Cullen-Unsworth, L.C., Duarte, C.M., Eklöf, J.S., Jarvis, J. C., Jones, B.L., Nordlund, L.M. (2018a). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1115-y>
- Unsworth, R.K.F., Nordlund, L.M., Cullen-Unsworth, L.C. (2018b). Seagrass meadows support global fisheries production. *Conserv. Lett.* (e12566). doi: <https://doi.org/10.1111/conl.12566>
- van Tussenbroek, B.I., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A.C., Gayle, P.M.H., Guzmán, H.M., Jácome, G.E., Juman, R., Koltés, K.H., Oxenford, H.A., Rodríguez-Ramírez, A., Samper-Villarreal, J., Smith, S.R., Tschirky, J.J., Weil, E. (2014). Caribbean-Wide, Long-Term Study of Seagrass Beds Reveals Local Variations, Shifts in Community Structure and Occasional Collapse. *PLoS ONE*, 9(3), e90600. doi: 10.1371/journal.pone.0090600
- van Tussenbroek, B. I., Vonk, J. A., Stapel, J., Erftemeijer, P. L. A., Middelburg, J.J., Zieman, J.C. (2006). The biology of *Thalassia*: Paradigms and recent advances in research. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, ecology and conservation* (pp. 409-439). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Kenneth L. Heck, J., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *PNAS*, 106(30), 12377-12381. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Williams, S.L. (1977). *Seagrass productivity: The effect of light and carbon uptake*. Thesis for the Degree of Master of Sciences, University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- Williams, S.L. (1990). Experimental studies of Caribbean seagrass development. *Ecol. Monogr.*, 60(4), 449/469.
- Zieman, J. C., Fouqurean, J. W., Iverson, R. L. (1989). Distribution, abundance and productivity of seagrass and macroalgae in Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1), 292-311.

Como citar este artículo

Martínez-Daranas, B., Díaz-Larrea, J., Cano-Mallo, M., Esquivel-Céspedes, M., Hernández, M., Lorenzo, S. (2021). Los pastos marinos del Parque Nacional Caguane, Sancti Spiritus, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 41(especial), 28-46.