



Cobertura de pastos marinos asociado a factores ambientales, Parque Nacional Cahuita, Costa Rica

Seagrass cover associated to environmental factors, Cahuita National Park, Costa Rica

Lilliana María Álvarez-Sánchez

Licenciada, Bióloga Marina
Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica
a_lilliana@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-5941-0675>

Costa Rica

Beatriz Martínez-Daranas

Doctorado, Ciencias Biológicas
Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de la Habana, Cuba

beatriz@cim.uh.cu

<https://orcid.org/0000-0002-2703-4097>

Cuba

Lilliana María Piedra-Castro

Doctorado. Bióloga Marina
Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre, Escuela de Ciencias Biológicas,
Universidad Nacional, Costa Rica

lilliana.piedra.castro@una.cr

<https://orcid.org/0000-0003-4878-1531>

Costa Rica

Resumen

Los pastos marinos ofrecen diversos servicios ecosistémicos como la estabilización del sustrato, mejorando la calidad del agua. El objetivo de esta investigación fue analizar el estado de la pradera de pastos marinos del Parque Nacional Cahuita en relación con las variables físico química y las condiciones atmosféricas en dos periodos de tiempo. Se escogieron tres sitios con tres transectos a diferentes profundidades separados por 25 metros. En cada uno, se muestrearon 11 parcelas, separadas entre ellas por 5 m. Se utilizaron



marcos de 50 x 50 cm para medir la cobertura. Las variables ambientales fueron suministradas por el IMN. Con el programa Statistica versión 14, se realizaron las pruebas de normalidad, análisis no paramétricos de Kruskall-Wallis y Mann-Whitney para determinar la diferencia entre la cobertura de los sitios muestreados y fechas de muestreo. Con Arc Map 10.8, se realizó un mapa con gráficos circulares para obtener la cobertura. La salinidad presentó diferencias significativas en los tres sitios. La temperatura presentó diferencias significativas entre los dos periodos y entre los sitios. *T. testudinum* fue la especie dominante y presentó los valores más altos en Punta Vargas y Punta Cahuita. Los pastos marinos han cambiado temporalmente en cuanto a la cobertura por especie, probablemente en respuesta a las variaciones entre los tres diferentes sitios en que se realizaron los muestreos. Se recomienda realizar estudios de nitratos y fosfatos para conocer la afectación en este ecosistema.

Palabras clave: fanerógamas marinas; Caribe Sur; temperatura; salinidad

Abstract

Seagrasses offer various ecosystem services such as substrate stabilization, improving water quality. The objective of this research was to analyze the state of the seagrass meadow of the Cahuita National Park in relation to the physicochemical variables and the atmospheric conditions in two time periods. Three sites were chosen with three transects at different depths separated by 25 meters. In each one, 11 plots were sampled, separated by 5 m. 50 x 50 cm frames were used to measure coverage. The environmental variables were supplied by the IMN. Using Statistica version 14, normality tests and Kruskal-Wallis and Mann-Whitney non-parametric analyses were performed to determine the difference between the coverage of the sampled sites and sampling dates. Using Arc Map 10.8, a map with pie charts was made to obtain coverage. Salinity presented significant differences in the three sites. Significant temperature differences between the two periods and between the sites. *T. testudinum* was the dominant species and presented the highest values in Punta Vargas and Punta Cahuita. Seagrass meadows have temporarily changed in terms of species coverage, probably in response to variations between the three different sampling sites. Nitrate and phosphate studies should be carried out to know the impact on this ecosystem.

Key words: marine phanerogams; Caribe Sur; temperature; salinity

Introducción

Los pastos o fanerógamas marinas son plantas angiospermas que fueron evolucionando para sobrevivir sumergidas en agua salobre o marina en las costas de casi todo el mundo, con excepción del Ártico, Antártico y las costas del Pacífico Suramericano (Gómez et al., 2014).

Este hábitat ofrece diversos servicios ecosistémicos como la estabilización del sustrato, impidiendo que los sedimentos se resuspendan, mejorando así la calidad del agua y actuando como sitios de refugio para las etapas juveniles de especies de peces, moluscos y crustáceos, entre otros, que son de interés en las pesquerías. Así mismo, sirven para el avistamiento de especies animales y fijan carbono que ayuda a mitigar el cambio climático (Hemminga y Duarte, 2000).

Asociado a la comunidad de pastos marinos se pueden encontrar diversos grupos taxonómicos que lo integran, como fitoplancton, zooplancton, invertebrados, vertebrados y numerosas algas que pueden permanecer en las hojas de los pastos o compitiendo por espacio, luz o nutrientes (Lara, 2005; Cortés y Wehrtmann, 2009).

Por lo anterior, las áreas silvestres protegidas ofrecen un espacio donde proteger estos ecosistemas de las presiones antropogénicas y permitirles alcanzar la resiliencia ante los efectos del cambio climático. El objetivo de esta investigación fue analizar el estado de la pradera de pastos marinos del Parque Nacional Cahuita en relación con las variables físico-químicas y las condiciones atmosféricas en dos periodos de tiempo.

Metodología

Área de estudio

El Parque Nacional Cahuita (PNC) se ubica en la costa caribeña, provincia de Limón, Talamanca, Cahuita. Se estableció como área protegida por Decreto Ejecutivo (N°1236-A) con la categoría de Monumento Nacional en 1970, posteriormente, en 1978 se modificó la categoría a Parque Nacional, formando parte del Área de Conservación La Amistad Caribe (ACLAC). La extensión es de 1067.9 ha en la parte terrestre y 22400 ha en la parte marina (Sistema Nacional de Áreas de Conservación [SINAC], 2015).

La zona presenta dos estaciones, la seca y la lluviosa, sin embargo, la primera no es bien marcada, pero se presentan dos picos de precipitación, en junio y diciembre, donde pueden presentarse inundaciones. La temperatura promedio es de 27 °C, la precipitación anual es de 4700-5500 mm y la humedad relativa media es de 92% (Bermúdez, Rojas y García, 2009).

Las mareas son mixtas y están asociadas a las fases de la luna, cerca del cuarto de esta, muestran un pequeño cambio en la marea al subir y bajar. En ocasiones, pueden presentarse mareas semidiurnas, con luna llena y nueva, con predominio de las mareas diurnas que oscilan entre 30 a 50 m (Lizano, 2006).

Métodos

Se realizaron dos muestreos, el primero en septiembre 2020 y el segundo en abril 2021. Se determinó la cobertura de los pastos marinos y las especies de algas asociadas a estos.

Además, se midieron parámetros físico químicos: salinidad, temperatura y oxígeno disuelto con el multiparámetros HANNA HI 98194. Los datos se tomaron a tres distancias, desde la línea de la costa hacia el mar: somera (0 m), media (25 m) y profunda (50 m).

Se seleccionaron tres sitios del PNC: Sitio 1: Punta Vargas (09°47,732 N; 082°48,588 E), Sitio 3: Punta Cahuita (9°44,945 N; 082° 48,837 E) y Sitio 2: Sector intermedio entre ambos lugares (9°44,838 N; 082° 48,721 E), siendo que la pradera de fanerógamas se extendía alrededor de 1 km. Entre cada punto se establece una separación de 250 m para evitar las pseudoréplicas.

En cada sitio, se muestrearon tres transectos en las zonas: somero, medio y profundo separados por 25 m. En cada uno, se muestrearon 11 parcelas separadas entre ellas por 5 m. Se utilizaron marcos de 50 cm x 50 cm, dividido por subcuadrículas para evaluar la cobertura de pastos marinos y algas (McKenzie, Campbell y Roder, 2003). Los muestreos se realizaron mediante buceo por apnea debido a que la profundidad oscilaba entre 0.2 m y 1 m en los transectos.

Se realizaron videotransectos con una cámara sumergible modelo Go-Pro Hero 4 Silver. El porcentaje de cobertura de las diferentes especies de algas y de pastos marinos se estimó en una escala del 0-100% según las guías fotográficas de McKenzie (2003), contando en los cuadrantes cada subcuadrícula para cada especie de flora observada.

Las algas se colectaron y se etiquetaron con el número de la parcela y el sitio de muestreo. Posteriormente fueron trasladadas en una hielera con bolsas frías al Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre (LARNAVISI) de la Universidad Nacional, Costa Rica, donde se identificaron mediante cortes y con la ayuda de literatura especializada.

Las variables ambientales precipitación (mm) y temperatura (°C) fueron suministradas por el Instituto Meteorológico Nacional (IMN) de la estación automática situada en Puerto Vargas. Se obtuvieron datos diarios de los meses julio, agosto y septiembre 2020 y febrero, marzo y abril 2021. Se promediaron mensualmente, excepto la precipitación, la cual se estimó su total acumulado mensual.

Se utilizó el programa Statistica versión 14 (TIBCO, 2020) para realizar las pruebas de normalidad, análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples entre la cobertura de los sitios muestreados. Se realizaron pruebas de Mann-Whitney y boxplot para

conocer las relaciones entre la cobertura y los periodos, así como gráficos de medias para la salinidad y la temperatura.

Con Arc Map 10.8 se realizó un mapa con gráficos circulares, empleando las coordenadas de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS por sus siglas en inglés), tomados en el campo para todas las parcelas y el porcentaje de cobertura de las algas y los pastos. Los gráficos del promedio de salinidad y temperatura se realizaron con el complemento XRealStats para Excel 2016.

Resultado y discusión

Se encontraron dos especies de pastos marinos, *Syringodium filiforme* Kützing y *Thalassia testudinum* K.D. Koeing. La segunda se registró en todos los sitios y en los dos periodos muestreados, mientras que la primera especie se encontró en ambos periodos, pero no en todos los transectos. También se hallaron, en septiembre 2020, 14 géneros de algas y, en abril 2021, 13 géneros de las divisiones Chlorophyta, Rhodophyta y Ochrophyta, siendo las dos primeras las que mostraron mayor frecuencia.

En ambos periodos, se encontraron *T. testudinum* y *S. filiforme* que fueron reportadas por otros autores como Fonseca, Nielsen y Cortés (2006), Nielsen y Cortés (2008), Cortés y Wehrtmann (2009) y Samper, van Tussenbroek y Cortés (2018), coexistiendo y formando una pradera mixta en el Sitio 1 Punta Vargas y en el Sitio 2 Sector intermedio. En el caso del sitio 3 Punta Cahuita se forma una pradera monoespecífica de *T. testudinum*.

La salinidad promedio en septiembre 2020, para los tres sitios muestreados, fue de 35.27 PSU, mientras que, en abril 2021, fue de 37.71 PSU (**Figura 1**). Por otra parte, los valores individuales en cada sitio, fueron diferentes significativamente ($H=27.96$; $p<0.00$) entre los tres sitios, con el mayor valor en el sitio 2.

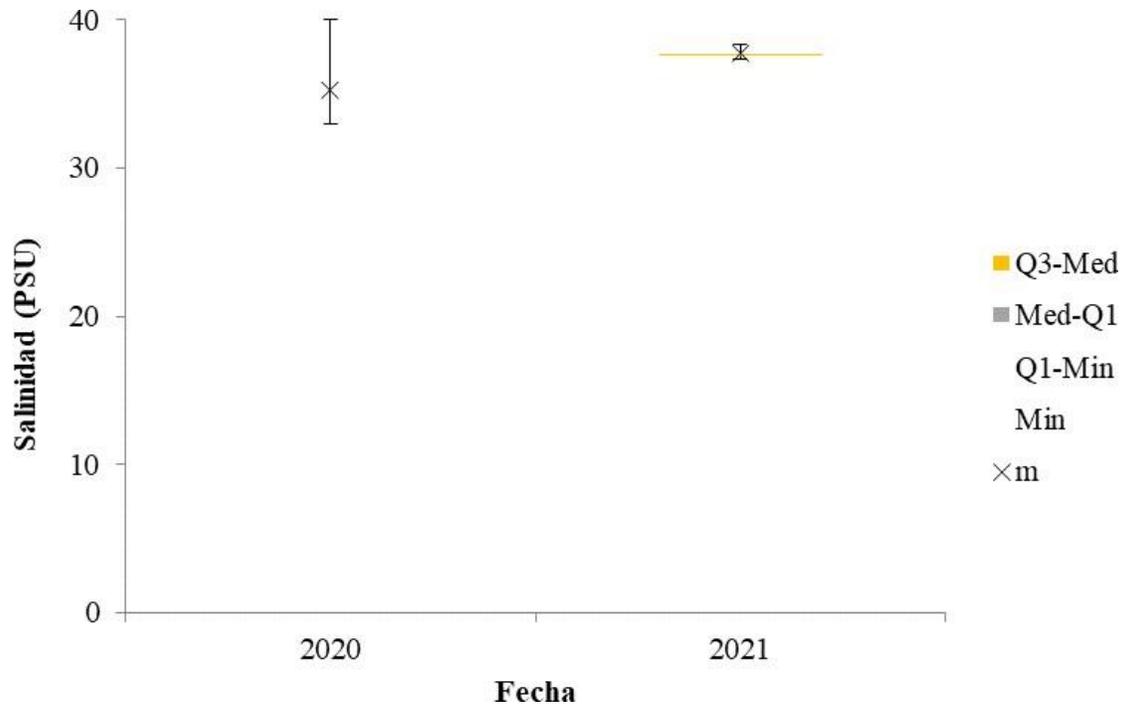


Figura 1. Salinidad promedio (PSU) en dos diferentes años en el PNC, Limón, Costa Rica.
Fuente: Elaboración propia

Para el correcto crecimiento de los brotes de las fanerógamas marinas se deben presentar ciertas condiciones ambientales, tales como la penetración de luz, temperatura, salinidad, disponibilidad de oxígeno, disposición de nutrientes, precipitación e hidrodinámica. La disponibilidad de estas condiciones influye en la distribución, la biomasa, la tasa de crecimiento y la distribución espacio temporal (van Tussenbroek et al., 2014).

Las fluctuaciones más significativas en la salinidad pueden ocurrir por las sequías o la concentración en las precipitaciones, (Pachauri y Meyer 2014) asociadas al cambio climático o al escaso intercambio entre los ríos o las lagunas cercanas al mar. El represamiento de los ríos cercanos o la construcción de viaductos influyen directamente sobre el lecho marino limitando el intercambio del agua dulce con el mar, tal es el caso de la bahía de Perros en Cuba, donde los valores de la salinidad rondaban los 80 a 85 UPS, lo que provocó la desaparición casi por completo de pastos marinos y las algas. Para atenuar este impacto, realizaron obras de mitigación propiciando la reaparición de estos parches, lo que contribuyó al reinicio de la pesca a menor escala (Martínez et al., 2007).

Contrariamente, la descarga de agua dulce tiene efectos negativos, debido a que ocurre la dilución en la concentración de la salinidad, causando estrés osmótico (Björk, McLeod y Beer, 2008). En algunos estudios, se ha observado que *Thalassia hemprichii* presentó una disminución en el crecimiento de las hojas y la reducción en el número de brotes. Por su parte, en *T. testudinum* ocurren mortalidades por estos cambios (Jiang, Huang y Zhang, 2013), pero puede adaptarse a sobrevivir en salinidades hasta de 3.58 PSU. Estas adaptaciones son el mayor número y grosor de hojas, raíces y rizomas desarrollados y carnosos (Arellano, 2004). En este estudio, se observó diferencia en la salinidad, lo cual pudo determinar el cambio en la cobertura entre los años muestreados.

Al ser la salinidad importante para la cobertura, también el aporte de agua dulce subterránea o por escorrentía superficial se encuentra relacionado con el mayor desarrollo de biomasa, densidad e índice de área foliar. Por tanto, las precipitaciones y el aporte de nutrientes ofrecen las condiciones propicias para el desarrollo de los pastos marinos (Arellano, 2011).

En este estudio, la salinidad aumentó durante el muestreo del 2021, mientras que la temperatura disminuyó, lo cual coincidió con las descargas de agua dulce provenientes de las precipitaciones y el aporte de los ríos cercanos. Sin embargo, la cobertura disminuyó respecto al muestreo del 2020, con el predominio de *T. testudinum*. El cambio en la cobertura podría deberse al estrés osmótico sufrido por el cambio de salinidad (2.44 PSU), aunado al de la temperatura (1.9 °C) en un periodo de seis meses.

En otros estudios se ha evidenciado que *S. filiforme* es una especie sensible a los cambios de salinidad, por lo que un cambio fluctuante puede hacer la diferencia en la densidad de los brotes y la biomasa aérea de un periodo a otro (Buzzelli et al., 2012).

Por otra parte, en septiembre, el promedio de la temperatura del agua fue de 31.15 °C y en abril de 29.32 °C, mostrando una diferencia significativa entre periodos ($H=40.51$; $p<0.00$) y entre sitios, donde los valores más altos se encontraron en el sitio 1 (**Figura 2**).

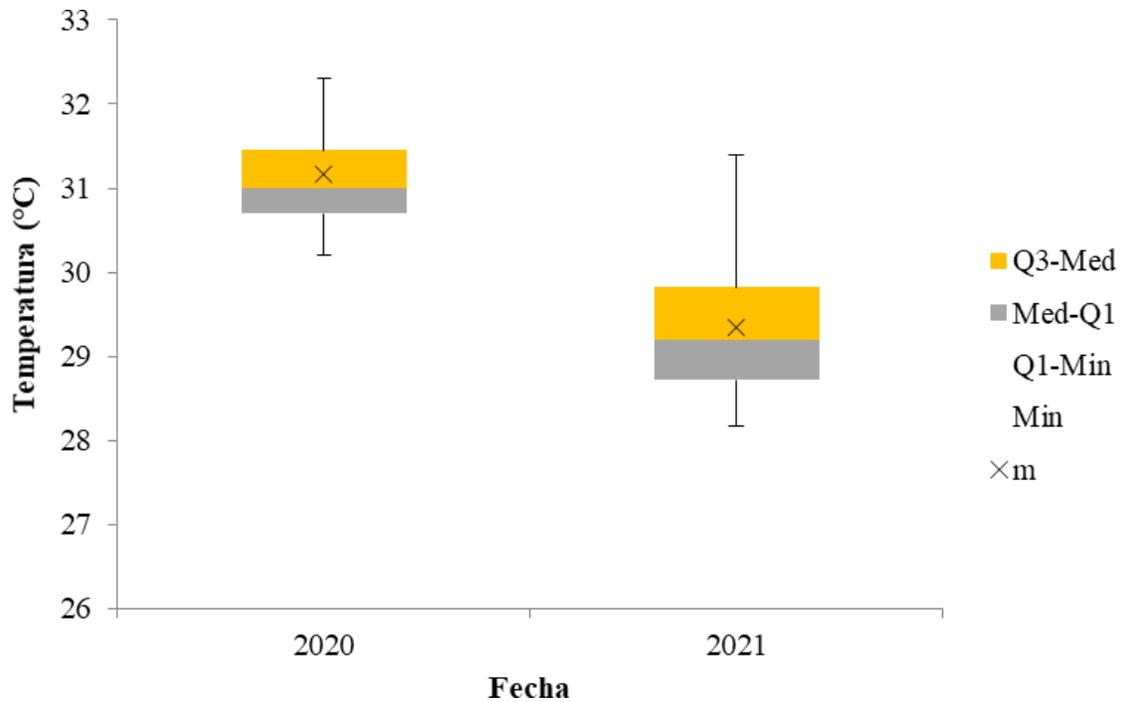


Figura 2. Promedio de temperatura (°C) en dos diferentes periodos en el PNC, Limón, Costa Rica. Fuente: Elaboración propia

Como se mencionó anteriormente, la temperatura es otro de los factores determinantes para estas especies que tienen rangos de temperatura donde se desarrollan mejor. De acuerdo con Barber y Behrens (1985), *T. testudinum* tuvo un mayor crecimiento de sus hojas entre los 23-31 °C, en tanto que para *S. filiforme* los valores óptimos fueron entre 23-29 °C. Según estudios anteriores, la especie *T. testudinum*, al llegar a 35 °C disminuye el crecimiento de las hojas debido a que se da un aumento de la frecuencia respiratoria y disminuye el proceso de la fotosíntesis (Phillips, 1960).

Para este estudio, los valores en septiembre estuvieron dentro del promedio para *T. testudinum* y coincide con el crecimiento de sus hojas y una mayor cobertura. Con *S. filiforme* se encontraron hojas con mayor crecimiento. Para abril, los valores promedios reportados para ambas especies son menores aunado a la disminución en la cobertura y el crecimiento de las hojas, coincidiendo con lo reportado en la literatura. El crecimiento de los pastos marinos presenta estacionalidad, notándose mayormente estas diferencias en sitios con estacionalidad bien definida, además de que las especies de zonas templadas presentan patrones diferentes a las especies presentes en los trópicos (Kenworthy, Zieman y Thayer,

1982), por ejemplo, ocurre la inhibición en el crecimiento cuando hay altas temperaturas o la reducción en la respiración con relación a la fotosíntesis (Marsh, Denisson y Alberte, 1986).

Existe una alta variabilidad, ya que, por una parte se encuentran los pastos marinos de áreas templadas, como *Zostera marina*, la cual se encuentra adaptada a temperaturas extremas, ya que en invierno sobrevive a bajas temperaturas y en verano soporta altas temperaturas que oscilan entre los 11.5 y 26 °C, aunque fuera de ese rango de temperatura los brotes no son capaces de realizar correctamente las funciones biológicas. Por otra parte, se encuentran las especies tropicales, que está adaptadas a temperaturas más altas, con valores que oscilan entre los 23 a 32 °C. Es por esta plasticidad y resiliencia a cambios de temperatura del agua que este ecosistema de pastos marinos puede distribuirse a nivel mundial (Lee, Park y Kim, 2007) y podría contribuir con la capacidad de enfrentar al cambio climático.

La temperatura atmosférica promedio varió entre los años 2020 y 2021. Septiembre mostró valores altos y febrero bajos. El promedio acumulado de precipitación mostró el valor más bajo en septiembre (14.8 mm) y el más alto en marzo (129.2 mm), mientras que la radiación global presentó valores similares para los dos periodos (**Tabla 1**).

La abundancia de *T. testudinum* se evaluó en el 2008 en el PNC, mostrando correlación con la temperatura mínima del agua, debido a que el aumento de la temperatura puede provocar estrés térmico en las hojas. También, estuvo inversamente correlacionado con la radiación solar, la temperatura atmosférica, la precipitación y las mareas (Nielsen y Cortés, 2008). Los valores de temperatura del agua fueron mayores respecto al presente estudio, pero la salinidad fue menor. En septiembre se obtuvo una mayor cobertura y apareció con más frecuencia *S. filiforme* respecto a abril cuando se encontró poco esta especie. Esto puede explicarse por los cambios en las condiciones ambientales y climáticas, ocurriendo mayor precipitación, salinidad y humedad, junto al descenso en la temperatura del agua y la atmósfera. Como consecuencia, se redujo la aparición de esa especie y el porcentaje de cobertura de pastos y algas.

Tabla 1. Promedio de la temperatura del aire, humedad, radiación global y acumulado de la precipitación mensual en Puerto Vargas, PNC, Limón, 2020-2021

Meses	Temperatura ° C	Precipitación (mm)	Humedad (%)	Radiación Global (MJ/m ²)
Julio 2020	25.71±0.74	14.8±16.18	85.74±5.14	18.36±6.33
Agosto 2020	25.8±0.94	9.4±6.65	84.29±3.1	17.63±7.23
Septiembre 2020	26.01±0.83	0.6±6.28	82.63±2.48	20.89±5.02
Febrero 2021	22.0±7.34	6±17.72	84.82±3.81	19.11±5.41
Marzo 2021	24.01±0.79	129.2±39.44	85.32±3.71	19.68±6.60
Abril 2021	24.86±0.89	3±34.88	87.8±4.47	17.11±7.29

Fuente: Elaboración propia

La radiación es otro factor que influye en el crecimiento de los pastos; además actúa de forma sinérgica con la temperatura y la interacción de ambos factores es la que determina el crecimiento de estos (Wetzel y Penhale, 1983). Esto se debe a que el aumento de la temperatura hasta los límites de tolerancia de las especies, la reducción de la capacidad fotosintética de las hojas y la duración del aumento en la temperatura puede ocasionar daño en el aparato fotosintético, específicamente en el cloroplasto y llevar a la muerte de la hoja. Sin embargo, no se tiene información de los efectos en la capacidad fotosintética cuando disminuye la temperatura en pastos marinos, aunque se conocen cuatro especies que pueden resistirlos *T. testudinum*, *S. filiforme*, *Z. marina* y *Halodule wrightii* (Bulthuis, 1987).

Dennison et al. (1993) reportaron que *S. filiforme* requiere un mínimo de luz del 19.2% y *T. testudinum* 24.4% para su crecimiento óptimo, debido a que logran realizar con mayor eficiencia el proceso de la fotosíntesis, existiendo una sinergia entre el aumento de la temperatura del agua y la radiación solar.

Dennison (1987), Masini y Manning (1997), Ruiz y Romero (2003), demostraron que los pastos marinos presentan requerimientos de luz dependiendo de donde habiten. Tal es el caso de especies que habitan en aguas profundas, ya que cerca de sus límites de profundidad

tienen menores requerimientos de luz para realizar el proceso fotosintético, a diferencia de aquellas encontradas en aguas someras.

En el 2020, *T. testudinum* presentó la mayor cobertura en el Sitio 3 Punta Cahuita ($40.69\% \pm 12.83$) y en el Sitio 1 Punta Vargas ($40.06\% \pm 26.73$), mientras que, en el Sitio 2 Sector intermedio no se observó dominancia de esta especie en los transectos, excepto en el somero ($25.0\% \pm 30.33$). Por otra parte, el transecto medio mostró valores más altos para *S. filiforme* ($25.9\% \pm 15.47$) y en el profundo las algas mostraron el mayor valor de cobertura ($18.36\% \pm 17.23$) (**Figura 3A**).

Para el año 2021, *T. testudinum* tuvo los mayores valores de cobertura en el Sitio 1 Punta Vargas ($30.66\% \pm 16.70$) y en el Sitio 3 Punta Cahuita ($36.0\% \pm 17.35$), así como en los transectos somero ($21.54\% \pm 26.02$) y medio ($20.45\% \pm 21.82$) del Sitio 2 Sector intermedio, en tanto que en el transecto profundo ($14.81\% \pm 22.25$) los valores más altos lo presentaron las algas (**Figura 3B**).

Se observaron diferencias significativas entre la cobertura de *T. testudinum* ($F=16.812$; $p<0.000$) y *S. filiforme* ($F=21.226$; $p<0.000$) para los tres sitios muestreados. Sin embargo, para la cobertura de algas no se obtuvieron diferencias significativas ($F=1.226$; $p>0.295$). Asimismo, *T. testudinum* fue el que tuvo el valor más alto en el sitio de Punta Cahuita; en el sitio medio la mayor cobertura la presentó *S. filiforme*. Por lo contrario, las algas no presentaron diferencia significativa entre los tres sitios ($p>0.05$).

La cobertura de *T. testudinum* ($p=0.214$), *S. filiforme* ($p=0.140$) y las algas ($p=0.08$), fue similar entre los periodos muestreados.

Las praderas de pastos marinos contribuyen con la mitigación de los procesos erosivos en la playa producidos por los oleajes generados por eventos hidrometeorológicos. Las altas densidades y/o coberturas contribuyen a que los niveles del transporte transversal de arena sean bajos y se retengan en la orilla (Rodríguez, Córdoba, Franco y Rueda, 2009). Por el contrario, el aumento en el nivel del mar, el aumento en la temperatura del aire y el derretimiento de los casquetes polares intensifican la erosión de las playas, por lo que el perfil de playa intenta adaptarse a los cambios buscando un equilibrio. Esta ruptura del equilibrio requiere una cantidad extra de sedimentos que no vienen de áreas profundas, por lo que los extrae de las playas (Bruun, 1988).

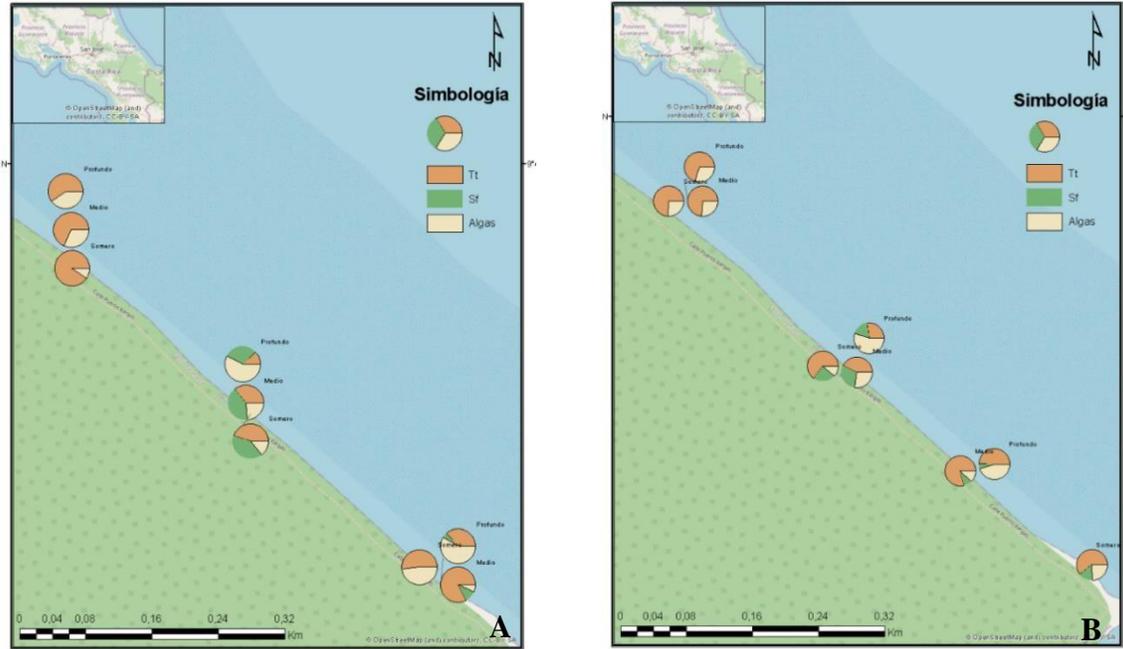


Figura 3. Promedios de los porcentajes de cobertura de las especies de *T. testudinum*, *S. filiforme* y las algas asociadas a la pradera de pastos marinos, PNC, Limón, Costa Rica. A: 2020. B: 2021. Fuente: Elaboración propia

El sustrato presentó cambio según el sitio y las profundidades. En el Sitio 1 Punta Vargas, el transecto somero mostró mayor cantidad de arena fina y conchas; en el transecto medio: arena gruesa, conchas y pequeñas piedras y en el transecto profundo: arena gruesa, conchas, piedra y escombros de coral. En el Sitio 2 Sector intermedio, en el transecto somero se encontró arena fina, piedras y escombros de coral; en el transecto medio y profundo: arena gruesa, conchas, piedra y escombros de coral. Por último, en el Sitio 3 Punta Cahuita, en el transecto somero y medio se encontró arena gruesa, conchas, piedra y escombros de coral y en el transecto profundo: arena fina, escombros de coral y conchas.

S. filiforme domina las praderas que han sufrido perturbaciones naturales o antrópicas, debido a que es pionera u oportunista, ya que tolera condiciones de sedimento menos favorable para otras especies. Esta condición puede estar presentándose en el Sitio 3 Punta Cahuita. Por el contrario, *T. testudinum* se instala en sucesiones tardías, pero ambas especies pueden coexistir en praderas en estado clímax (Bricker, Waycott, Calladine y Zieman, 2011),

por lo que esta condición puede presentarse en el Sitio 1 Punta Vargas y en el Sitio 2 Sector intermedio.

Adicionalmente, esta planta crece en áreas poco profundas, debido a que las especies con rizomas pequeños tienden a estar en mayores profundidades porque su demanda respiratoria es menor, comparada con especies que tienen rizomas grandes. Asimismo, los rizomas pequeños, limitados por mayores profundidades, están relacionados con la reducción de la densidad de los brotes de los pastos marinos (Duarte, 1991).

Por otra parte, *S. filiforme* es un importante productor primario y con tasas de renovación dos veces mayor que *T. testudinum*, por lo que puede dispersarse con mayor rapidez, sin embargo, presenta altas tasas de mortalidad ya que requiere más nutrientes, pero no posee un sistema para almacenarlos y reciclarlos (Gallegos et al. 1994). Concordando con lo que se observó en este estudio, al presentarse condiciones menos favorables durante abril 2021, la cobertura fue menor que en septiembre 2021, debido a la mayor turbidez en el agua y menor penetración de luz, por ende, también fue menor la tasa fotosintética. Estas condiciones limitan la fijación de CO₂, lo que contribuiría a mitigar el cambio climático.

En el mes de abril del 2021 hubo turbidez y se evidenció con la marea alta la baja visibilidad (0.15 m), condición que cambió al bajar la marea, ya que se apreciaba el fondo marino. Caso contrario, en el mes de septiembre no se presentó turbidez y las precipitaciones fueron bajas. El aumento en la turbidez del agua da como resultado un decrecimiento en las praderas de pastos marinos, debido a que al mismo tiempo ocurre la disminución en la irradiación y disminuye la fotosíntesis (Cabello, Muñiz y Ward, 2004). Por su parte, *S. filiforme* tiene requerimientos de luz mayores que otras especies (Kenworthy, 1992), lo que puede explicar la disminución en el porcentaje de cobertura que se dio en el presente estudio, durante el mes de abril.

Aunque varios autores han concluido que los pastos marinos tienen la capacidad de foto-aclimatación cuando las condiciones de luz son muy bajas, debido a alta turbidez del agua proveniente de actividades antrópicas o naturales, estos pueden tener altas eficiencias fotosintéticas (Olesen, Enríquez, Duarte y Sand, 2002; Ruiz y Romero, 2003).

La evaluación por profundidad mostró diferencias en la distribución de los pastos, coincidiendo con lo reportado por Castillo (2002), donde *T. testudinum* presentó mayor cobertura en los transectos de las zonas somera y media, disminuyendo conforme se avanza

en áreas más profundas. Para este estudio, las algas dominaron en las zonas profundas, excepto en el Sitio 3 Punta Cahuita, donde dominó *T. testudinum* en las tres profundidades.

Los géneros de algas que se encontraron concuerdan con reportes anteriores a este estudio. Castillo (2002) reportó la presencia de los géneros *Caulerpa*, *Halimeda*, *Penicillus*, *Dictyota*, *Padina*, *Sargassum* y *Anadyomene*. En la presente investigación, además de los reportados por Castillo (2002) se registraron los siguientes géneros: *Galaxaura*, *Chaetomorpha*, *Hypnea*, *Dictyosphaeria*, *Palisada* y *Champia*, la cual se detectó únicamente en septiembre y que fue reportada por primera vez para Costa Rica por Samper-Villareal, Bernecker y Whertmann (2008).

La presencia de estas algas puede ser la respuesta a la competencia por espacio y nutrientes entre algas y pastos marinos. En praderas marinas, la cobertura de algas aumenta cuando baja la cobertura de fanerógamas marinas (Sidik, Bandeira y Milchakova, 2001). Por otra parte, se observó que, en fondos donde dominaba el escombros de coral, no se desarrollaron las fanerógamas marinas, ya que en estos espacios prevalecían macroalgas de los géneros *Chaetomorpha* y *Sargassum*. Lo anterior puede ser por la dificultad de colonización de las estructuras de coral por parte de los pastos marinos.

Conclusiones

Existen diferencias significativas entre los periodos de muestreo y entre los porcentajes de cobertura de *T. testudinum* y *S. filiforme*

La comunidad de fanerógamas marinas ha cambiado temporalmente en cuanto a la cobertura por especie, probablemente en respuesta a las variaciones que se dieron entre los tres diferentes sitios en que se realizaron los muestreos

Se recomienda realizar estudios de nutrientes como nitratos y fosfatos para determinar si hay un aumento o una disminución de los mismos y la posible afectación en las comunidades de pastos marinos.

Se da una competencia por espacios, la cual es aprovechada por las algas para colonizar los que quedan descubiertos. Así mismo, los fondos de escombros de coral no son ambientes adecuados para el desarrollo de pastos.

Agradecimientos

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional, Costa Rica, específicamente al Fondo para el Fortalecimiento de las Capacidades Estudiantiles (FOCAES) por su apoyo económico durante el 2020 para avanzar con los muestreos y al fondo para apoyo de estudiantes de posgrado, por su apoyo para concluir con este trabajo.

Al Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre (LARNAVISI) por su ayuda con el uso del laboratorio para poder llevar a cabo este trabajo y al laboratorio de Biopreparaciones por toda su ayuda con los equipos para poder salir al campo y para trabajar en el laboratorio. Al Programa de Laboratorio de la UNED por el préstamo del multiparámetros. Por último, a los miembros del SINAC, ACLAC, especialmente a los del PNC por su hospitalidad y el préstamo de la embarcación para realizar muestreos.

Referencias

- Arellano, L. (2004). *Análisis Espacio-Temporal de las Variables Hidrológicas: Detección de Heterogeneidad a Gran escala espacial en un Ecosistema Costero*. Tesis de Maestría no publicada. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, Yucatán, México.
- Arellano, L. (2011). *Estructura de los pastos marinos y su relación con la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciales*. Tesis doctoral no publicada. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Mérida, Yucatán, México.
- Barber, B., & Behrens, P. (1985). Effects of elevated temperature on seasonal in situ leaf productivity of *Thalassia testudinum* Banks ex König and *Syringodium filiforme* Kützing. *Aquatic Botany*, 22, 61-69.
- Bermúdez, A., Rojas, C., y García, P. (2009). *Plan de turismo sostenible Parque Nacional Cahuita*. MINAE. Informe Técnico. San José, Costa Rica.
- Björk, M., Short, F., McLeod, E., y Beer, S. (2008). *Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change*. Switzerland: IUCN.
- Bricker, E., Waycott, M., Calladine, A., y Zieman, J. (2011). High connectivity across environmental gradients and implications for phenotypic plasticity in a marine plant. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 423, 57-67.
- Bruun, P. (1988). The Bruun rule of shore erosion by sea-level rise: A Discussion on large-scale two and three-dimensional usage. *Journal of Coastal Research*, 4, 627-648.
- Bulthuis, D. (1987). Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrass. *Aquat. Bot.*, 27, 27-40.
- Buzzelli, C., Robbins, R., Doering, P., Chen, Z., Sun, D., Wan, Y., Welch, B., & Schwarzschild, A. (2012). Monitoring and Modeling of *Syringodium filiforme* (Manatee Grass) in Southern Indian River Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 35, 1401-1415. <http://10.1007/s12237-012-9533-8>
- Cabello, A., Muñiz, R., y Ward, D. (2004). Caracterización bioquímica del pasto marino *Zostera marina* en el límite sur de su distribución en el Pacífico Norte. *Cienc. Mar.*, 30(1), 21-34.

- Castillo, P. (2002). *Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos del Caribe Colombiano*. Tesis no publicada. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, Colombia.
- Cortés, J., & Wehrtmann, I. (2009). Diversity of Marine Habitats of the Caribbean and Pacific of Costa Rica. Pp. 1-45. In: Wehrtmann, I. S. y Cortés, J. (eds.) *Marine biodiversity of Costa Rica, Central America. Monographiae Biologicae*, 86. Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8278-8_1
- Dennison, W. (1987). Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquat. Bot.*, 27, 15-26.
- Dennison, W., Orth, R., Moore, K., Stevenson, J., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P., & Batiuk, R. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience*, 43, 86-94.
- Duarte, C. (1991). Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, 40, 363-377.
- Fonseca, A., Nielsen, V., y Cortés, J. (2006). Monitoreo de pastos marinos en Perezoso. Cahuita, Costa Rica (sitio CARICOMP). *Rev. Biol. Trop.*, 55(1), 55-66.
- Gallegos, M., Merino, M., Rodríguez, A., Marba, N., y Duarte, C. (1994). Growth patterns and demography Pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109, 99-104.
- Gómez, D., Navarrete, S., Navas, R., Díaz, C., Muñoz, L., y Galeano, E. (2014). *Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas de Pastos Marinos (ICTPM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP)*. Santa Marta: INVEMAR.
- Hemminga, M. A., y Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Inglaterra: Cambridge University Press.
- Jiang, Z., Huang, X., & Zhang, J. (2013). Effect of nitrate enrichment and salinity reduction on the seagrass *Thalassia hemprichii* previously grown in the low light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 443, 114-122. <http://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.02.034>
- Kenworthy, W., Zieman, J., & Thayer, W. (1982). Evidence for the influence of seagrasses on the benthic nitrogen cycle in a coastal plain estuary near Beaufort. North Carolina (USA). *Oecologia*, 54, 152-158.

- Kenworthy, W. (1992). *Protecting fish and wildlife habitat through an understanding of the minimum light requirements of subtropical-tropical seagrasses of the southeastern United States and Caribbean Basin*. Tesis doctoral no publicada. North Carolina State University. USA.
- Lara, A. (2005). *Pastos Marinos*. Pp. 229-240. In: Moreno-Casasola, P., Peresbarbosa-Rojas, E., & Travieso-Bello, A. C. (eds.). *Manejo costero integral: el enfoque municipal*. Sección II. Caracterización física y biológica de la zona costera. México: Instituto de Ecología (INECOL).
- Lee, K., Park, S., & Kim, J. (2007). Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 350, 144-175.
- Lizano, O. (2006). Algunas características de las mareas en la costa Pacífica y Caribe de Centroamérica. *Ciencia y Tecnología*, 24, 51-64.
- Martínez, B., Cano, M., Perdomo, M., Clero, L., Díaz, J., Guimaraes, M., Zuñiga, D., Alcolado, P., Duarte, C., y Siret, S. (2007). Estado de los pastos marinos. Pp. 51-56. In: Alcolado, P., García, E., & Arellano, M. (eds.). *El ecosistema Sabana-Camagüey*. Cuba: Estado actual. avances y desafíos en la protección y usos sostenible de la biodiversidad. Cuba: Academia.
- Marsh, J., Dennison, W., & Alberte, R. (1986). Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 101, 257-267.
- Masini, R., & Manning, C. (1997). The photosynthetic responses to irradiance and temperature of four meadow-forming seagrasses. *Aquat. Bot.*, 58, 21-36.
- Mckenzie, L. (2003). *Guidelines for the rapid assessment and mapping of tropical seagrass habitats*. Australia. Marine Plant Ecology.
- Mckenzie, L., Campbell, S., & Order, C. (2003). *Seagrass-Watch: Manual for Mapping and Monitoring Seagrass Resources by Community* (citizen volunteers). Australia: Marine Plant Ecology Group.
- Nielsen, V., & Cortés, J. (2008). Abundancia, biomasa y floración de *Thalassia testudinum* (Hydrocharytaceae) en el Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 56(4), 175-189.
- Olesen, B., Enríquez, S., Duarte, C., & Sand, K. (2002). Depth acclimation of photosynthesis. morphology and demography of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Spanish Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 236, 89-97.

- Pachauri, R., y Meyer, L. (2014). *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Ginebra: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).
- Phillips, R. C. (1960). Observations on the ecology and distribution of the Florida seagrasses. *Florida Board of Conservation*, 2, 1-72.
- Rodríguez, R., Córdoba, E., Franco, J., y Rueda, A. (2009). La Erosión en las playas del litoral de Holguín. Cuba. *Ciencias Holguín*, 15(1), 1-20.
- Ruiz, J., & Romero, J. (2003). Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Pollut. Bull.*, 46, 1523-1533.
- Samper, J., van Tussenbroek, B., & Cortés, J. (2018). Seagrasses of Costa Rica: from the mighty Caribbean to the dynamic meadows of the Eastern Tropical Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 66(1), 53-65.
- Samper-Villarreal, J., Bernecker, A. & Wehrtmann, I. S. (2008). Inventory of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) in Parque Nacional Cahuita, Caribbean coast of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 56, 4, 163-174.
- Sidik, B., Bandeira, S., & Milchakova, N. (2001). Methods to measure macroalgal biomass and abundance in seagrass Meadows. In: Short, F. T., & Coles, R. G. *Global Seagrass Research Methods. Volume 33*. Elsevier.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2015). *Plan de Turismo Sostenible del Parque Nacional Cahuita*. Proyecto Fortalecimiento del Programa de Turismo en Áreas Silvestres Protegidas. Programa de Turismo en Áreas Silvestres Protegidas. <http://www.sinac.go.cr/ES/transprncia/Planificacin%20y%20Gestin%20BID/Gesti%C3%B3n%20Sostenible%20del%20Turismo%20en%20ASP/Planes%20de%20Turismo%2010%20ASP/Plan%20de%20Turismo%20Sostenible%20del%20PN%20Cahuita.pdf>
- TIBCO. (2020). Statistica V.14.0.0. TIBCO Software Inc. <https://docs.tibco.com/products/tibco-statistica-14-0-0>

- Van Tussenbroek, B., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A., Gayle, P., Guzmán, H. , Jácome, G. E., Juman, R., Koltés, K., Oxenford, H., Rodríguez, A., Samper, J., Smith, S., Tschirky, 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. [https:// 10.1371/journal.pone.0090600](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090600)
- Wetzel, R., & Penhale. P. (1983). Production ecology of seagrass communities in the lower Chesapeake Bay. *Mar. Technol. Soc. J.*, 17, 22-31.