

UCLV
Universidad Central
"Marta Abreu" de Las Villas



FCA
Facultad de
Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

TRABAJO DE DIPLOMA

Estado actual de pastos marinos en dos playas de la cayería norte,
Ciego de Ávila, Cuba

Autora: Claudia M. Cruz Pérez

Tutoras: MSc. Leslie Hernández Fernández

Lic. Claudia Bustamante López

Santa Clara, Junio 2018
Copyright©UCLV

Este documento es Propiedad Patrimonial de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, y se encuentra depositado en los fondos de la Biblioteca Universitaria “Chiqui Gómez Lubian” subordinada a la Dirección de Información Científico Técnica de la mencionada casa de altos estudios.

Se autoriza su utilización bajo la licencia siguiente:

Atribución- No Comercial- Compartir Igual



Para cualquier información contacte con:

Dirección de Información Científico Técnica. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Carretera a Camajuaní. Km 5½. Santa Clara. Villa Clara. Cuba. CP. 54 830

Teléfonos.: +53 01 42281503-1419



Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Departamento de Biología

Estado actual de pastos marinos en dos playas de la cayería
norte, Ciego de Ávila, Cuba

Autora: Claudia M. Cruz Pérez

Tutoras: MSc. Leslie Hernández Fernández¹

Lic. Claudia Bustamante López²

Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros
Rotonda Los Almácigos, Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba

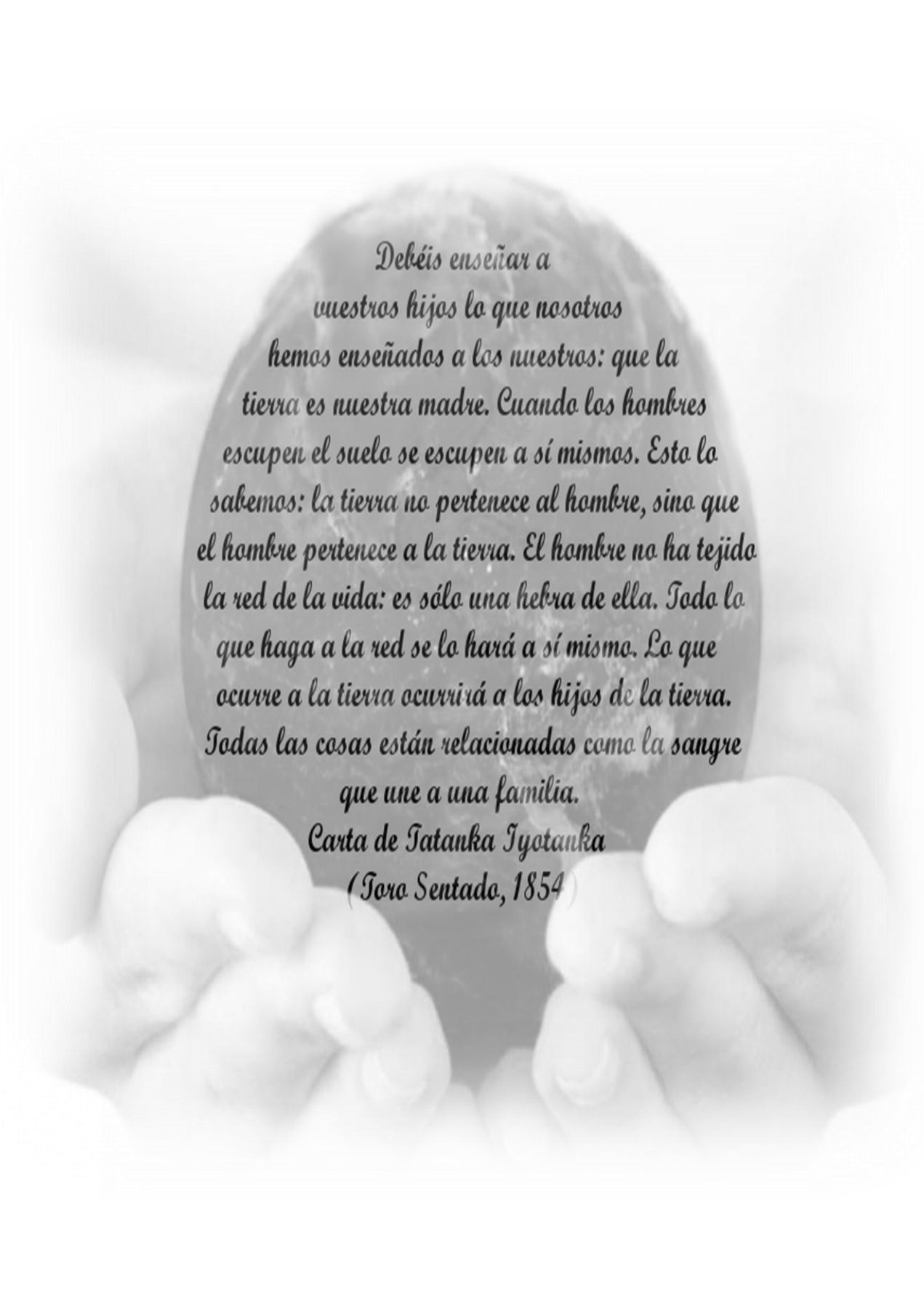
¹leslie@ciec.cu; ²algas@ciec.cu

Santa Clara, 2018

A mis padres, por ser la razón de mi existencia y por convertirme en quien soy.

A ti mamá.

A mis pastos, por mostrarme su magia.



*Debéis enseñar a
uestros hijos lo que nosotros
hemos enseñados a los nuestros: que la
tierra es nuestra madre. Cuando los hombres
escupen el suelo se escupen a sí mismos. Esto lo
sabemos: la tierra no pertenece al hombre, sino que
el hombre pertenece a la tierra. El hombre no ha tejido
la red de la vida: es sólo una hebra de ella. Todo lo
que haga a la red se lo hará a sí mismo. Lo que
ocurre a la tierra ocurrirá a los hijos de la tierra.
Todas las cosas están relacionadas como la sangre
que une a una familia.*

*Carta de Tatanka Iyotanka
(Toro Sentado, 1854)*

Agradecimientos

“Es importante hacer un sueño de la vida y de la realidad un sueño.”

"Hay que perseverar y, sobre todo, tener confianza en uno mismo".

Marie Curie

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento a aquellas personas que han contribuido a mi formación como ser humano y como futura científica.

A mi mamá y a mi papá por apoyarme siempre y estar en la retaguardia cueste lo que cueste.....por ser mis motores impulsores, por ser los mejores. A ti mamá, por ser la estrella de Belén en mi vida, por ser mi Ángel protector, mi candil.....te amo. A ti papa, por tu preocupación, por tu esfuerzo cuando ya no podías...por siempre buscarle una solución a todo y de la mejor manera posible.....por quererme mucho, por tu "amor moro", que mata pero me llena toda, estoy contenta de que seas parte de mi vida y de cumplirte un sueño...gracias.....por tu inmenso amor.

A mi familia (tíos y hermanos), que es pequeña, pero lo suficiente como para darme ánimos, por preocuparse, por ayudarme en todo lo que necesité, en especial a Jorgito, mi hermano del alma, quien desde lejos me ha apoyado como si estuviese cerca. A mi tía Ana y familia (Glinys y Mildrey), por todo su sacrificio para que yo pudiera tener lo mejor, por consentirme en todos mis caprichos, por todo su cariño y preocupación, por unirnos algo más fuerte y verdadero que la sangre, por demostrarme que el verdadero amor no cree en lazos sanguíneos sino en los lazos del corazón, en los del alma....Gracias tía por todo lo que han hecho por mí, nunca podrá ser suficiente mi agradecimiento.

A mis tutoras por ser las mejores que pude tener, a Leslie por darme la oportunidad, por confiar en mí, por enseñarme tanto, porque a pesar de sus problemas personales hizo el tiempo para ayudarme, porque no me falló, por enseñarme que en la vida hay cosas que merecen más valor que otras y a poder determinar el verdadero valor de ellas....y que al mal tiempo buena cara; a Claudia por su gran apoyo, por su paciencia y dedicación, por trabajar conmigo codo a codo en este proceso..., por tomarlo todo de una manera diferente, sacando la mejor parte y enseñarme a verlo así, por sus palabras de aliento.....por convertirse en los últimos tiempos en más que una tutora, sino en una amiga.

A mis vecinas Doris y Leidy por apoyarme con la impresión de cuanto trabajo y resumen necesité para estudiar en estos años. A Yarine por compartir conmigo su

pedacito de pan y complacerme en cuanto antojo tuve.....y especialmente a Ale que más que vecino es un hermano, por ser mi taxista, por preocuparse, por ayudarme y apoyarme, por su cariño incondicional.

A mi familia cienfueguera.... a Oda, Isli y a la super abuela (Mirta) por recibirme todos estos años y hacerme sentir como en casa (que ya lo siento así jjjj), por prepararme mis comidas favoritas, por consentirme, por tratarme como una hija y nieta. A Yeli, por haberse convertido en una hermana, por haberme "escogido" como dice ella, por su apoyo, por su paciencia con mis cosas cuando yo misma la perdía, por sus palabras..... consejos.....su compañía...por ser tan especial, por dejar marcas que nunca se borrarán.

A mis compañeros de aula, por los buenos y malos momentos, apoyándonos...riendo, llorando, de preocupaciones, estrés, por el tiempo compartido...por dejar sus huellas y volverme una mejor persona, pero en especial a Pollito, Rati, Ginger y a Gus por los momentos en la beca, estudiando, sacrificándonos, pasándola bien o mal, riéndonos de nuestras desgracias pero queriéndonos mucho y estando siempre juntas. A Flavio (mi niño adoptivo) y a CC que nunca olvidaré.

A Mantequilla, David, Eily y especialmente a Ariandy, por ser un hermano, nuestro protector; quienes pasaron estos últimos meses acompañándome en el CIEC e hicieron que el tiempo pasara mucho más rápido, por los momentos de estrés que compartimos y por las bromas que nos hacían salir de ellos, por las noches de chácharas, las tardes de voley, las caminatas nocturnas, las películas, por ser mis revisores de tesis, por hacer de este tiempo inolvidable, especial, por consentirme y malcriarme tanto, por preocuparse por mí.....Las amistades son como ángeles que nos levantan cuando hemos caído o cuando nuestras alas tienen dificultad para elevarnos y volar.

Al profesor Edgardo, por sus revisiones y sugerencias tan oportunas.....por dedicarme su tiempo.

Al colectivo de trabajadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros por recibirnos tan cálidamente, por hacernos sentir parte del centro....especialmente a Maikel, Nela... a Lila por consentirnos como una madre... a Jose puuu por haberse convertido en tan poco tiempo en alguien que aprecio mucho, a Maibelin (por su maquillaje, peinados, cuentos), a Vitico y Jorge por hacernos pasar tan buenos momentos y compartirlos con nosotros.

A Roberto por sus oportunas sugerencias y a Matos por su colaboración.

A Evelio por asumir la parte más fuerte del trabajo desde el principio (los monitoreos).

A Roimig por acompañarme al final del camino, por ser la luz de la Paz de Belén que llegó a mi vida, pero que llegó para iluminarme intensamente, por soportarme, por soportar a mis monstruos..... por sus palabras de aliento y por apoyarme en cada uno de mis últimos pasos.

A mi mamá.....por ser más que eso en estos años de universidad, por su sacrificio....por darme todo lo que pudo y lo que no también....por ser padre, amiga, profesora, en fin por serlo todo y más....esta tesis es para ti.

A todos los que una manera u otra contribuyeron y me apoyaron, acompañaron y vivieron junto a mí esta gran aventura de la vida, solo les tengo una inmensa palabra que resume mis más profundos sentimientos: Gracias.

Resumen

Las praderas marinas de sistemas tropicales en ocasiones son afectadas por el paso de huracanes. En junio de 2017 se monitorearon los pastos marinos en dos playas de la cayería norte de Ciego de Ávila, playa El Paso y Las Coloradas. En noviembre se evaluó el estado actual de este ecosistema luego del paso del huracán Irma. Se ubicaron tres transectos de 50 m paralelos a la costa; en cada transecto se situaron 12 marcos de 25 x 25 cm. La angiosperma marina predominante en las praderas fue la especie *Thalassia testudinum*. El desarrollo de pastos mixtos fue observado en playa El Paso, mientras que el mono-específico en Las Coloradas. Se identificaron 25 especies de macroalgas. Las verdes calcáreas y carnosas fueron las de mayor cobertura; abundaron las pertenecientes de los géneros *Halimeda*, *Penicillus*, *Udotea*, y *Caulerpa*. Se determinaron colonias de corales pétreos pertenecientes a las especies *Manicina areolata*, *Siderastrea radians* y al género *Porites*. Entre los invertebrados predominaron las estrellas de la especie *Oreaster reticulatus* y el molusco *Lobatus gigas*. Los peces de mayor abundancia fueron *Halichoeres bivittatus* y *Gerres cinereus*. En noviembre desapareció *Syringodium filiforme*, disminuyó la diversidad de invertebrados asociados a los pastos marinos y no se registró ictiofauna. La densidad de vástagos no mostró diferencias significativas entre sitios por meses, a diferencia de la altura de la canopia. Los pastos marinos en ambas playas no mostraron signos de alteraciones significativas ocasionadas por el huracán Irma. Se mostraron como ecosistemas estables y resilientes.

Palabras claves: pastos marinos, *Thalassia testudinum*, huracán, playas, cayería norte de Ciego de Ávila.

Abstract

Sometimes seagrasses the tropical systems are affected by hurricanes. In June 2017 seagrasses were monitored in two sites of the northern keys of Ciego de Ávila, El Paso and Las Coloradas beaches. We evaluated in November, the current status of this ecosystem after the pass of the Irma Hurricane. Three transects of 50 m parallel to the coast were located; in each transect, 12 frames of 25 x 25 cm were placed. The predominant marine angiosperm in the prairies was the species *Thalassia testudinum*. The development of mixed grasses was observed in El Paso beach, while the mono-specific composition was presents in Las Coloradas. We identified 25 species of macroalgae. The calcareous and fleshy greens were the greater coverage; abounded those belonging to the *Halimeda*, *Penicillus*, *Udotea*, and *Caulerpa* genera. Were found colonies of stony corals belonging to the species *Manicina areolata*, *Siderastrea radians* and the genus *Porites*. Among the invertebrates the stars of the *Oreaster reticulatus* and the mollusk *Lobatus gigas* were predominats. The most abundant fishes species were *Halichoeres bivittatus* and *Guerres cinereus*. In November, *Syringodium filiforme* disappeared, the diversity of invertebrates associated with seagrasses declined and fishes was not recorded. Stem density did not show significant differences between sites per months, unlike the height of the canopy. The seagrasses on both beaches showed no sign of significant alterations caused by Irma Hurricane. They were shown as stable and resilient ecosystems.

Key words: seagrass beds, *Thalassia testudinum*, hurricane, beaches, Ciego de Ávila north keys.

Tabla de contenido

1. Introducción.....	1
2. Revisión Bibliográfica	4
2.1. Distribución, características y dinámica de las praderas de pastos marinos.....	4
2.2. Bienes y servicios de las praderas de pastos marinos como ecosistema	7
2.3. Variables físico-químicas que influyen sobre el ecosistema de pastos marinos	10
2.4. Incidencia de eventos meteorológicos sobre las praderas de pastos marinos.....	11
2.5. Las praderas de pastos marinos en Cuba	13
3. Materiales y métodos	17
Área de estudio.....	17
Diseño de muestreo.....	18
Obtención de datos.....	18
3.1. Composición y estructura de los pastos marinos.....	18
3.2. Fauna asociada a los pastos marinos	19
3.3. Análisis de datos	20
4. Resultados	21
4.1. Composición y estructura de los pastos marinos.....	21
4.2. Fauna asociada.....	26
4.3. Efectos del huracán Irma sobre los pastos marinos	29
5. Discusión.....	34
5.1. Composición y estructura de los pastos marinos.....	34
5.2. Fauna asociada.....	36
5.3. Efectos del huracán Irma sobre los pastos marinos	37
6. Conclusiones.....	40
4. Recomendaciones.....	41
5. Referencias bibliográficas	42

1. Introducción

Los pastos marinos conforman el único grupo representante de las angiospermas marinas que ha evolucionado de tierra firme al mar y se ha adaptado al medio marino (den Hartog y Phillips, 2001). A nivel del Caribe, constituyen uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005).

Están considerados entre los ecosistemas de mayor valor en la biosfera (Duarte, 2000). En ellos habitan especies de casi todos los *Phyla* conocidos en el mar (Spalding *et al.*, 2003). Contribuyen a la calidad del medio marino al amortiguar la energía del oleaje y retener partículas suspendidas en el agua, mejorando su transparencia; las angiospermas y las macroalgas asociadas absorben los nutrientes del agua y los sedimentos, actuando como filtros (Borum *et al.*, 2004). Además participan en la estabilización de los sedimentos y de la línea costera (Martínez-Daranas, 2007). Todo lo cual garantiza importantes servicios ambientales para el hombre.

El hombre obtiene bienes de los pastos marinos, como la obtención de alimento y productos de la industria farmacológica y cosmetológica. Además, estos fondos blandos, junto con los manglares y las crestas de arrecife, contribuyen a la protección de los asentamientos humanos en la zona costera contra el oleaje provocado por eventos meteorológicos extremos. También desempeñan un papel importante en la regulación de la composición química de la atmósfera, la regulación de la temperatura global, las precipitaciones y otros procesos climáticos biológicamente relacionados (Martínez-Daranas, 2010). A través de estos bienes y servicios, los pastos marinos favorecen la adaptación de la humanidad y la biodiversidad a los efectos del cambio climático (IPCC, 2007).

La dinámica de las praderas marinas que se desarrollan en los trópicos, en ocasiones son afectadas por el paso de tormentas y huracanes, provocando pérdidas en su biomasa foliar. La turbulencia generada por el paso de estos organismos trae consigo la redistribución de los sedimentos, lo que afecta a las praderas ya que pueden quedar enterradas o erosionadas, según ocurra el desplazamiento de los sedimentos (Duarte y Sand-Jensen, 1990; Marbà y Duarte, 1994).

Referente a Cuba, la documentación de impactos por huracanes a mediano y largo plazo en el archipiélago Sabana Camagüey sobre el ecosistema de pastos marinos es escasa. En el archipiélago Sabana-Camagüey (ASC) se comenzaron a realizar las primeras investigaciones relacionadas a la biota marina en la década de los 80 y 90, dirigidas fundamentalmente al desarrollo de la cayería con fines

turísticos. En los cayos del polo turístico Jardines del Rey, al norte de la provincia de Ciego de Ávila, solo se han realizado evaluaciones sobre el estado de salud de los pastos marinos en la plataforma exterior de los cayos, desde cayo Guillermo hasta Antón Chico, y en las Bahías de Jigüey y Los Perros (Clero-Alonso, 2003).

Recientemente se estableció una línea base para detectar cambios en los pastos marinos de cayo Paredón Grande, debido a factores de origen antrópico y natural, teniendo en cuenta el futuro desarrollo turístico de esta región. Dichos pastos marinos mostraron un alto grado de conservación, sin observar en ellos evidencias de impactos negativos generados por eventos naturales o antrópico (Bustamante-López *et al.*, 2016).

En septiembre de 2017 ocurrió un evento meteorológico extremo, afectando todo el ASC. El huracán Irma penetró por las inmediaciones de la cayería norte en los límites entre Camagüey y Ciego de Ávila, al este de Cayo Romano, como un Categoría 5 en la escala Saffir-Simpson. Dicho evento provocó vientos con velocidades que superaron los 100 km/h durante 8 horas, con rachas máximas de 194 km/h en Cayo Coco. Las olas en los cayos Coco y Guillermo llegaron a alcanzar alturas entre 4 y 7 m (Matos, 2017). Dicho lo anterior, el huracán Irma fue un evento meteorológico extremo que afectó toda la zona costera del ASC, incluyendo los ecosistemas marino-costeros de la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila, donde existe un alto desarrollo turístico.

En dicha región turística, la zona costera es vulnerable no solo a la acción antrópica debido a la afluencia del desarrollo turístico sino también a los efectos del cambio climático. En esta área no se ha llevado cabo un estudio para comprobar las perturbaciones que producen los eventos meteorológicos extremos sobre los ecosistemas marinos, específicamente sobre el ecosistema de pastos marinos. Además, de acuerdo a Martínez-Daranas *et al.* (2009) aún existen vacíos de conocimientos sobre la ecología, el desarrollo y el estado de conservación de los pastos marinos en Cuba.

Teniendo en cuenta lo anteriormente planteado podemos afirmar que:

Los pastos marinos en la cayería norte de Ciego de Ávila presentan daños en su estructura y composición debido a la incidencia de un evento meteorológico extremo.

Por tanto el presente estudio propone los siguientes objetivos:

Objetivo General:

Evaluar el estado actual de los pastos marinos en dos playas de la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba.

Objetivos específicos:

1. Describir la estructura y composición de los pastos marinos en dos playas de la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba.
2. Identificar la fauna asociada al ecosistema de pastos marinos en dos playas de la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba.
3. Determinar las afectaciones provocadas por el huracán Irma en los pastos marinos de dos playas de la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba.

2. Revisión Bibliográfica

2.1. Distribución, características y dinámica de las praderas de pastos marinos

Las praderas de pastos marinos son ecosistemas caracterizados por el predominio de las angiospermas marinas, únicas representantes de este grupo de plantas que han evolucionado de tierra firme al mar (den Hartog y Phillips, 2001). En la actualidad se reconocen hasta 66 especies de angiospermas marinas, las que representan aproximadamente el 0,02 % de las especies de angiospermas conocidas en el mundo (Martínez-Daranas, 2007).

Los pastos marinos están muy extendidos en las zonas costeras, desde el círculo ártico hasta los trópicos, a excepción de las aguas del Antártico (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005). Se desarrollan fundamentalmente en aguas someras, pero se han encontrado en profundidades que exceden los 50 m en aguas muy transparentes (Duarte, 1991b).

La distribución de las praderas de pastos marinos se ha descrito para la mayoría de las especies (Mukai, 1993). En la actualidad existe una amplia comprensión de la gama de especies y hábitats de estos ecosistemas. Las zonas menos conocidas incluyen la costa de África occidental y la Antártica. A estas se suman los arrecifes del Pacífico sudeste y las islas de América del Sur, del Atlántico Sur y las del Océano Índico (Short *et al.*, 2001).

Las angiospermas marinas forman un grupo polifilético, clasificadas dentro del Phylum Magnoliophyta, superorden Alismatiflorae, subclase Alismata (den Hartog y Kuo, 2006). Estas plantas han sido asignadas por den Hartog y Kuo (2006) a catorce géneros y dos subgéneros, distribuidos en seis familias (Hydrocharitaceae, Cymodoceaceae, Posidoniaceae, Zosteraceae, Zannichelliaceae y Ruppiaceae). El género *Ruppia* L., antes considerado dulceacuícola, ha sido también incluido entre los marinos por varios autores (Spalding *et al.*, 2003).

Para que una especie de angiosperma sea considerada marina debe poseer una clara adaptación al medio salino y crecer completamente sumergida. Además, tener un sistema de anclaje al sustrato y de polinización hidrófilo, así como competir exitosamente con otros organismos (den Hartog y Kuo, 2006).

Los pastos marinos no son taxonómicamente pastos verdaderos. Son llamados así, debido a su similitud morfológica con éstos y a su apariencia con los campos de césped cuando se desarrollan extensivamente. Otra característica que los hace parecidos es su dispersión por estolones. Su

clasificación es estrictamente ecológica y la mayor parte de las especies pertenecen a las familias Hydrocharitaceae y Cymodoceaceae (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005).

Además de su baja diversidad, estas especies de pastos marinos son similares fisiológica y arquitecturalmente (Duarte, 1991a; Marbà y Duarte, 1998). Las angiospermas marinas se caracterizan por crecer vegetativamente, la mayoría tienen hojas lineales con meristemos basales, sus tejidos están menos lignificados y su sistema vascular es menos eficiente que el de las angiospermas terrestres (Tomlinson, 1974).

Las hojas de las angiospermas marinas pueden ser acintadas, filiformes, cilíndricas u ovoides, con venas generalmente paralelas. Éstas carecen de estomas y realizan el intercambio de gases a través de una cutícula fina porosa o perforada. Desde las hojas hasta las raíces se presenta un aerénquima que les permite una transferencia eficiente de los gases por toda la planta. Además, en los ramets se sitúan las flores y los frutos (Hemminga y Duarte, 2000; den Hartog y Kuo, 2006). Obtienen los nutrientes disueltos en el agua y en los sedimentos mediante las hojas y raíces. Las hojas absorben CO₂ y otras formas de carbono orgánico disuelto, principalmente iones bicarbonato (Jiménez y Alcolado, 1989).

La reproducción es tanto vegetativa como sexual, aunque no es frecuente encontrar flores y se ha estimado, para la mayoría de las especies, que no más del 10 % de los vástagos desarrolla flores en un año (Hemminga y Duarte, 2000). Casi siempre son plantas dioicas, y las excepciones son proteróginas, por lo que la fecundación cruzada es obligada, y la polinización, con pocas excepciones, ocurre en el agua (Phillips y Meñez, 1988). Las flores pueden ser solitarias o en inflorescencia, y los frutos suelen ser generalmente indehiscentes y portan una sola semilla (Hemminga y Duarte, 2000; Ackerman, 2006; Orth *et al.*, 2006).

A pesar de que los pastos marinos aparentan ser uniformes y poseer un arreglo limitado, contienen una estructura compleja basada en una mezcla de clones, posiblemente fragmentada en diferentes ramets, incluyendo una alta variabilidad en la densidad de vástagos y espacios vacíos debido a perturbaciones (Duarte *et al.*, 2006). También muestran una alta dinámica, debido al continuo reclutamiento de nuevos clones a la pradera, así como a la mortalidad, crecimiento y reemplazo de los vástagos y las hojas que contiene. Estos cambios están vinculados principalmente a las variaciones temporales de la temperatura y la luz (Gacia, 1999).

Su crecimiento vegetativo clonal, permite que la angiosperma se desplace, colonice y explore nuevas áreas, sin depender exclusivamente del éxito de la reproducción sexual, a partir de la reiteración de sus módulos básicos los cuales son: 1- los internodos de rizoma, con los cuales la planta asegura su extensión vegetativa y que pueden ser horizontales o verticales, 2- las hojas, donde se realiza la

fotosíntesis y la captación de nutrientes de la columna de agua, 3- las raíces, que son el sistema de anclaje de la planta y de absorción de nutrientes del sedimento (Marbà y Duarte, 1998).

El papel que desempeñan las diferentes especies de angiospermas en el ecosistema difiere considerablemente. El mantenimiento de las poblaciones depende de la tasa de extensión horizontal con que ocurra el crecimiento clonal, desde tasas lentas de crecimiento como en *Posidonia oceanica* (L.) Delile (< 10 cm al año) hasta rápidas tasas de crecimiento (> 5 m al año) como las especies *Halophila ovalis* (R.Br.) Hook.f y *Syringodium filiforme* Kützing in Hohenacker (Duarte, 1991a; Marbà y Duarte, 1998).

La tasa de extensión horizontal, junto con otras propiedades de la dinámica de estas angiospermas, se relaciona con el tamaño de las especies y es lo que responde a que las especies tengan diferentes roles en la comunidad. Las especies con gran tamaño y lenta tasa de crecimiento se consideran especies clímax, mientras que las especies de pequeño tamaño y rápida tasa de crecimiento se consideran especies pioneras (Duarte, 1991a; Marbà y Duarte, 1998)

Aunque la mitad de las praderas descritas en la literatura son monoespecíficas, estas pueden ser mixtas, como en zonas tropicales donde se han descrito que llegan a contener hasta doce especies de angiospermas (Duarte, 2000). El mantenimiento de estas praderas no depende solamente de su demografía o de las condiciones de crecimiento de cada especie, si no de las relaciones de competencia que se establezcan entre ellas, las interacciones positivas con otras especies en la comunidad y la existencia de niveles moderados de perturbaciones que mantengan un equilibrio en la población (Fourqurean *et al.*, 1995; Duarte, 2000).

Las praderas marinas son ecosistemas, que, aunque suelen parecer estáticos, presentan una intensa dinámica de sus poblaciones. Los pastos marinos mantienen un crecimiento continuo de sus vástagos para compensar la mortalidad, para poder ocupar nuevas áreas y para mantener el equilibrio dinámico de sus poblaciones (Hemminga y Duarte, 2000).

La dinámica de las praderas marinas está frecuentemente ligada a la dinámica de su sustrato. La mayoría de las angiospermas marinas crecen en áreas con gran movilidad de sedimentos, lo que las hace estar sujetas a alteraciones en su patrón de crecimiento ya sea por enterramiento o erosión de sus rizomas. Se conoce que la erosión genera la mortalidad de las praderas debido a que los rizomas quedan expuestos, colonizándose por organismos perforadores o siendo arrancados por el oleaje durante temporales (Marbà y Duarte, 1998; Duarte, 2000), mientras que el enterramiento por sedimentos también genera mortalidad de los vástagos, que puede verse compensada por la ramificación de los vástagos supervivientes (Marbà y Duarte, 1998; Duarte, 2002).

2.2. Bienes y servicios de las praderas de pastos marinos como ecosistema

Como ecosistema, las praderas de pastos marinos cumplen un sin número de funciones ecológicas entre las que se destacan la producción de fuentes directas e indirectas de alimento, el suministro de sustrato para la fijación de epífitos, contribuyen en la recirculación de nutrientes y a la estabilización de sedimentos (Dawes, 1986) por el sistema radicular que poseen (Alcolado, 1990); también al desarrollo de los procesos biogeoquímicos de los sedimentos (Costanza *et al.*, 1997). Además reducen la resuspensión, protegiendo a las costas contra la erosión y a los arrecifes coralinos contra la sedimentación excesiva (Borum *et al.*, 2004).

Estos seibadales, como también se les conoce, constituyen fuentes de sedimento producto de los esqueletos carbonatados de los organismos que viven en ellos (macroalgas, foraminíferos, moluscos, equinodermos, entre otros organismos). Contribuyen a la calidad del medio marino al amortiguar la energía del oleaje y retener partículas suspendidas en el agua, mejorando su transparencia; las angiospermas y las macroalgas asociadas absorben los nutrientes del agua y los sedimentos, actuando como filtros (Martínez-Daranas *et al.*, 2009).

Las praderas marinas son ecosistemas altamente diversificados, pueden albergar cientos de especies pertenecientes a todos los *Phyla* vivientes. Pocas especies se consideraron originalmente que se alimentaban de las hojas de los pastos marinos, debido a su contenido nutricional bajo. Algunas publicaciones científicas y la mejora de los métodos de trabajo demostraron que los herbívoros marinos son un eslabón muy importante en la cadena alimentaria, con ciento de especies que se alimentan de pastos marinos de los océanos del mundo (Jiménez y Alcolado, 1989).

Por otro lado, estos ecosistemas, son promotores de la productividad por la alta tasa de producción primaria de las angiospermas marinas y de las algas asociadas (Martínez-Daranas *et al.*, 2009) y aportan grandes cantidades de detrito al ecosistema (Zieman, 1982). También desempeñan un papel importante en la regulación de la composición química de la atmósfera, la regulación de la temperatura global, las precipitaciones y otros procesos climáticos biológicamente relacionados (Martínez-Daranas, 2010).

La intervención de las praderas de pastos marinos en la regulación de la composición química de la atmósfera y el agua, incluye su capacidad de producir oxígeno, a través de la fotosíntesis. Estos ecosistemas secuestran carbono del medio, acumulándolo en los sedimentos (Nellemann *et al.*, 2009), lo que influye en la mitigación al cambio climático. A escala global estos ecosistemas tienen una alta

capacidad como sumidero de carbono, superando incluso a los sedimentos del océano (Martínez-Daranas, 2010).

También funcionan como indicador primario de la calidad del agua (Wood, 1995). Esto es debido a que un enriquecimiento de nutrientes, principalmente el nitrógeno, dado por un aporte fluvial o contaminación, favorece la proliferación de algas, tanto del plancton como del bentos, lo cual limita la penetración de la luz hasta el fondo. Este aspecto es crítico para el desarrollo de las angiospermas marinas (Phillips y Meñez, 1988).

Debido a estas funciones, las praderas de pastos marinos, constituyen la base de la trama trófica para muchas especies de invertebrados y vertebrados de importancia económica como la langosta espinosa *Panulirus argus* Latreille, 1804 y el cobo *Lobatus gigas* Linnaeus, 1758, o conservacionista como el manatí *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758 (Borum *et al.*, 2004). Además de servir como sitios de alimentación, crianza y protección de muchas otras especies (McNeill y Bell, 1992).

Entre sus principales funciones, las praderas de pastos marinos proveen refugio y alimento a disímiles especies de peces, siendo una de las razones más importantes por la que un gran número de organismos están asociados a estos ecosistemas. Actualmente, el factor predominante a considerar en la evaluación de estas praderas como hábitats de peces es la contribución que hacen lejos de la costa, como reservorio de peces adultos participando como vía en migraciones ontogénicas (Sheaves, 2014).

Por otra parte, el hombre obtiene bienes de las praderas de pastos marinos, como la obtención de alimento y otros productos. Estos fondos blandos, junto con los manglares y las crestas del arrecife, contribuyen a la protección de los asentamientos humanos en la zona costera contra el oleaje provocado por eventos meteorológicos extremos. A través de estos bienes y servicios, los pastos marinos favorecen la adaptación de la humanidad y la biodiversidad a los efectos del cambio climático (IPCC, 2007).

Los pastos marinos han sido empleados como alimento (por antiguos pobladores de la costa del Pacífico noroeste y al sudeste de Asia), como suplemento dietético por su contenido de minerales y como fuente de sal por pobladores de la Europa medieval. El hombre ha usado las angiospermas marinas como fuente de materia prima para la construcción de techos y paredes en zonas rurales, y diques en zonas costeras, así como para la elaboración de papel, empaques y otros en seres domésticos. Se han empleado en el filtrado de aguas residuales, en el mejoramiento de los suelos y de zonas costeras, como complemento dietético para animales y como fertilizante natural (Virnstein, 1996).

Se ha comprobado la potencialidad de las angiospermas marinas y muchos organismos, principalmente, invertebrados y algas asociados a éstas, como productores de sustancias bioactivas con aplicación en

las industrias médico-farmacológica y cosmetológica (Fernández *et al.*, 2004). En Cuba, ejemplos de ello lo constituyen algunas algas y angiospermas, presentes en el Archipiélago Sabana-Camagüey, que producen sustancias con potente actividad antioxidante (Martínez- Daranas *et al.*, 2007).

Resulta difícil calcular un valor económico a los servicios ambientales que prestan dichos ecosistemas. Virnstein y Morris (1996) estimaron que alrededor de 32 000 ha de pastos marinos en Indian River Lagoon (Florida) producían aproximadamente 1000 millones USD \$ año⁻¹, teniendo en cuenta solamente la pesca que se producía en esta zona. Por otra parte, Costanza *et al.* (1997) estimaron un valor de \$ 19 mil USD ha⁻¹ año⁻¹ en 1992 para las praderas de pastos marinos, tomando como referencia solamente su rol en el reciclaje de nutrientes.

A pesar de todos estos beneficiosos servicios ambientales, los pastos marinos, al igual que otros ecosistemas, están sufriendo deterioro y destrucción a una velocidad alarmante en todo el planeta. Generalmente, estos son obviados por tener la apariencia de un paisaje monótono y sin importancia. Por esta causa, tanto la comunidad científica como muchos medios de información y divulgación han brindado una mayor atención a los arrecifes de coral y manglares, que a los pastos marinos (Duarte *et al.*, 2008).

A nivel del Caribe, las praderas de pastos marinos constituyen uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras (Llanio *et al.*, 1998). Una de las principales contradicciones entre el turismo y la conservación de la biodiversidad marina tiene que ver con el papel que desempeñan los pastos marinos en la prevención de la erosión de la costa, por lo que contribuyen a proteger las playas contra el oleaje, sobre todo durante eventos extremos. Muchas playas de Cuba y del planeta se encuentran amenazadas por la erosión (Juanes, 1996) y el ascenso del nivel medio del mar debido al cambio climático. Todo lo anteriormente planteado sustenta la importancia del estudio de los pastos marinos en playas de la cayería norte de Ciego de Ávila, donde la vulnerabilidad de este ecosistema es alta, tanto por el aumento del nivel de antropización de la región, como por el aumento de la intensidad de los eventos meteorológicos extremos en los últimos años.

2.3. Variables físico-químicas que influyen sobre el ecosistema de pastos marinos

El desarrollo de las angiospermas marinas, como todas las plantas, depende en gran medida de las condiciones de calidad de agua, principalmente de la disponibilidad de nutrientes y factores ambientales como la temperatura, la salinidad y la radiación solar (Martínez-Daranas, 2007). El requerimiento de luz de estas plantas, para su crecimiento, está definido como el porcentaje de la irradiación incidente justo debajo de la superficie del agua, el cual oscila entre el 4 % y el 29 % con una media del 11 % (Hemminga y Duarte, 2000).

Las plantas requieren alrededor de 15 elementos, entre los cuales el nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio son necesarios en cantidades apreciables (macronutrientes), mientras que el hierro, manganeso, molibdeno, zinc y cobre son esenciales en cantidades traza (micronutrientes) (Hemminga y Duarte, 2000; Romero *et al.*, 2006). El carbono y los nutrientes son imprescindibles para que las plantas puedan desarrollarse. La concentración de CO₂ en el agua de mar es relativamente baja, así como su tasa de difusión, si se compara con la existente en el aire y el agua dulce. Por ello las angiospermas marinas han desarrollado la capacidad de utilizar tanto el CO₂ como los iones bicarbonato disueltos en el agua de mar (Hemminga y Duarte, 2000; Larkum *et al.*, 2006).

La mayor parte de los estudios sobre los requerimientos de nutrientes en las angiospermas marinas se han dedicado al fósforo y al nitrógeno. Estas plantas emplean el nitrato, el amonio y el fosfato como fuentes de nitrógeno y fósforo, los que pueden ser absorbidos tanto del sedimento, por las raíces, como de la columna de agua por las hojas, y aunque se han encontrado diferencias entre las especies, ambos órganos parecen tener igual importancia debido a su plasticidad para adaptarse a diferentes concentraciones de nutrientes en el medio (Romero *et al.*, 2006).

Se han encontrado evidencias de limitación por hierro en praderas marinas. En experimentos realizados *in situ* se ha comprobado que la adición de hierro disminuye la tasa de reducción del sulfato y mejora el crecimiento de los pastos marinos en los sedimentos carbonatados (que también inmovilizan este elemento) enriquecidos con materia orgánica (Holmer *et al.*, 2005; Marbà *et al.*, 2006).

Por otra parte, la mayoría de las angiospermas marinas pueden tolerar amplias variaciones de salinidad, por lo que se pueden encontrar desde zonas estuarinas (alrededor de 10 ups) hasta aguas hipersalinas, de modo que se han registrado mortalidades a salinidades mayores de 45 ups (Quammen y Onuf, 1993). Entre las especies caribeñas, *Halodule wrightii* Ascherson es la más eurihalina, seguida por *Thalassia testudinum* Banks ex König, mientras que *S. filiforme* es la de menor intervalo de tolerancia (Phillips y Meñez, 1988).

Se ha comprobado que la disminución de la luz provoca una reducción de la fotosíntesis, impidiendo la oxigenación de la zona radicular, con lo que aumenta el potencial redox en los sedimentos y su contenido del sulfuro de hidrógeno, que resulta tóxico para las plantas (Enríquez *et al.*, 2001), llegando a producirse la invasión del gas en sus tejidos (Borum *et al.*, 2006). Este efecto se agudiza ante niveles altos de temperatura y salinidad (Koch y Erskine, 2001).

La temperatura influye en la respiración, la tasa fotosintética y otros procesos metabólicos de las angiospermas; también define los límites geográficos de la distribución de las especies (Calem y Pierce, 1993). *T. testudinum* tolera generalmente temperaturas entre 20 °C y 36 °C, con la tasa fotosintética máxima entre 28 °C y 30 °C (van Tussenbroek *et al.*, 2006). Por otra parte, en la costa norte del Golfo de México, las especies *T. testudinum*, *S. filiforme* y *H. wrightii* pueden sobrevivir en ocasiones a temperaturas tan bajas como 2°C (Phillips y Meñez, 1988).

Estas variables físico-químicas inciden de manera directa en la biomasa de las angiospermas marinas que conforman la pradera. La biomasa puede cambiar marcadamente en el ciclo anual, debido a las variaciones de la luz y la temperatura, con los máximos en verano. Las especies de aguas tropicales y subtropicales tienen una tendencia a mostrar una variabilidad menos amplia que las de las zonas templadas, la cual decrece a medida que se acerca al Ecuador (Duarte *et al.*, 2006). En zonas subtropicales como la Florida, el máximo de biomasa foliar de *T. testudinum* ha sido encontrado entre junio y agosto (Gacia, 1999). En latitudes más bajas se han registrado los máximos de biomasa foliar en la primavera y a inicios del verano temprano (Zieman, 1975).

2.4. Incidencia de eventos meteorológicos sobre las praderas de pastos marinos

El Cambio Climático Global (CCG) promueve cambios de profunda implicación en los ecosistemas marinos, un ejemplo de ello es el efecto de las tormentas tropicales y huracanes en los ecosistemas costeros (Duarte *et al.*, 1995), los que raramente son eventos repetidos o ecológicamente predecibles. Los huracanes pueden inducir cambios en los hábitats marinos, aunque desempeñan un importante papel en el clima del mundo, al transportar el exceso de calor y humedad de los trópicos, a latitudes templadas y boreales, además pueden alterar el clima local a mediano plazo, lo que trae como resultado la modificación de la cobertura vegetal y la evapotranspiración (Holmer *et al.*, 2005). Quammen y Onuf (1993), demostraron que el incremento en la intensidad de los huracanes se haya asociado al incremento de la temperatura superficial en el trópico.

La evolución en los ecosistemas tropicales se asocia con eventos naturales de magnitud variada (Terrados *et al.*, 1999) como los huracanes (o ciclones) y se caracterizan por vientos intensos, oleaje de

gran altura e intensidad cuyos efectos repercuten a mayor profundidad, incluyendo resuspensión de sedimentos, fractura de organismos duros y arrastre de fragmentos u organismos completos que no pueden escapar del enérgico movimiento del agua. El impacto de un ciclón puede transformar en un día la distribución y abundancia de los organismos y generar patrones muy distintos a los previos (Enríquez *et al.*, 2001). A más largo plazo, estos episodios destructivos promueven cambios evolutivos en el ecosistema (Borum *et al.*, 2006).

Uno de los ecosistemas dianas, al impacto de eventos meteorológicos, son los pastos marinos. La pradera se erosiona debido al aumento de la energía en la zona costera por desastres naturales como tormentas o huracanes, cuyas olas pueden desenterrar las plantas, así como por inundaciones que producen arrastre de agua dulce con gran carga de sedimentos y cambios bruscos de salinidad (Koch y Erskine, 2001).

Los pastos marinos han sido usados como indicadores ecológicos de estrés natural (huracanes, descargas de agua dulce por lluvias), o antrópico puntual (descargas de aguas contaminadas, deforestación de zonas de manglar), o a un nivel más general (CCG). Esto, debido a que son organismos que poseen una gran sensibilidad a los cambios en la calidad del agua (definidos como la cuantificación de parámetros físicos, químicos y biológicos (Arellano-Méndez, 2004), además son considerados una comunidad clave de los ecosistemas costeros y una parte esencial en sus funciones ecológicas (Zieman *et al.*, 1999).

En las regiones tropicales, las comunidades de pastos marinos son impactadas por eventos que alteran su cobertura, composición de especies, biomasa y características de la comunidad, producen su fragmentación y forman parches (Aguayo, 2004). Al estar ubicadas en áreas de transición, será ahí donde se observe, de manera muy marcada, el impacto del CCG (Dolbeth *et al.*, 2007).

En las praderas de pastos marinos y macroalgas el daño parece ser específico de cada especie y los efectos incluyen defoliación, exposición de las partes bajo tierra, desprendimiento, enterramiento, abrasión de arena y mortalidad causada por una disminución de la salinidad y un aumento de la turbidez del agua (Cruz-Palacios y van Tussenbroek, 2005). Las macroalgas bentónicas del Caribe logran su recuperación entre tres semanas (Ballantine, 1984) y ocho meses (Mumby *et al.*, 2005). Las comunidades de pastos marinos recuperan su estatus prehuracán después de un año (Martínez-Daranas *et al.*, 2003).

A pesar de que en Cuba la documentación de impactos por huracanes a mediano y largo plazo sobre los pastos marinos es escasa, podemos mencionar el estudio sobre los efectos del huracán Paloma sobre los pastos marinos del archipiélago Jardines de la Reina. El pasto marino sufrió afectaciones

parciales provocadas por acumulación de sedimentos sobre los vástagos de *T. testudinum* o desenterramiento de rizomas. El área bajo disturbios fue de 7.6 km² que representó el 1 % del total de pastos marinos (Guimaraes *et al.*, 2013).

Sitios más cercanos al ojo del huracán no mostraron afectaciones en la vegetación marina. La distribución de los cayos con respecto a la trayectoria del huracán se definió como la causa más probable del patrón de afectación observado. Después de tres años del paso del huracán, la evolución del área afectada apuntó hacia una pérdida de vegetación y re-colonización del sedimento por especies de macroalgas, se observó un paisaje con vegetación por parches (Guimaraes *et al.*, 2013).

Recientemente (Hernández Fernández *et al.*, 2017) realizaron un muestreo para valorar el estado de ecosistemas marinos en Punta de Maisí, hacia la costa oriental de Cuba, un año después de la incidencia devastadora del huracán Matthew, categoría 4 en la escala Saffir-Simpson, sobre la región. Uno de los ecosistemas donde se observaron mayores perturbaciones fue en la pradera de pastos marinos. De ahí la importancia de llevar a cabo estudios relacionados a la influencia de grandes eventos meteorológicos sobre dichos ecosistemas; Martínez-Daranas *et al.* (2009) consideraron que aún persisten vacíos en el conocimiento sobre los pastos marinos, por lo que se deben monitorizar las áreas más vulnerables a las acciones del hombre y a los cambios climáticos, para lograr predicciones más precisas.

2.5. Las praderas de pastos marinos en Cuba

Cuba posee extensiones considerables de pastos marinos, gracias a su amplia y poco profunda plataforma marina (53 126 km²), y se estima que ocupan más del 50 % de ésta (Clero-Alonso *et al.*, 2006). Las mayores extensiones se encuentran en las zonas donde la plataforma marina es más amplia, como son: el norte de Pinar del Río (Buesa, 1974), en la costa Norte de la Habana (Jiménez y Alcolado, 1989), el Golfo de Batabanó (van Tussenbroek *et al.*, 2006), el Archipiélago Sabana-Camagüey (Clero-Alonso, 2003), cayería del medio del Golfo de Ana María y Guacanayabo, y casi toda la costa baja que bordea los cayos y bahías (Clero-Alonso *et al.*, 2006). En la plataforma insular cubana se han consignado siete especies de angiospermas. Las más frecuentes y de mayor biomasa son: *T. testudinum*, *S. filiforme* y *H. wrightii*. En ocasiones se pueden hallar las especies *Halophila decipiens* Ostenf, *Halophila engelmanni* Asch. in G.B. von Neumayer y *Ruppia maritima* L., la cual generalmente aparece en aguas dulces y salobres. Recientemente Hernández-Albernas y Borges-Casas (2017) registraron una nueva especie del género *Halophila* para Cuba, identificada en el ASC, *Halophila ovalis* (R. Brown) J. D. Hooker en Cayo Santa María.

De estas especies, la primera es la de mayor importancia por su distribución, biomasa e importancia ecológica (Clero-Alonso *et al.*, 2006), la cual produce el 62 % de la biomasa seca de macrófitos en la plataforma NW (Buesa, 1974). Según Martínez-Daranas (2007) el primer trabajo que resume las angiospermas marinas cubanas es la Flora de Cuba de Sauget (1946). Den Hartog (1970) revisó ejemplares cubanos colectados por Mr. Charles Wright durante los años 1865-66, que no fueron publicados.

Desde la primera mitad del siglo XX y hasta los inicios del XXI se han realizado investigaciones de índole ecológica y listados florísticos que mencionan especies de angiospermas marinas en distintas localidades de Cuba, tanto en la costa norte, bañada por las aguas del Golfo de México y el Atlántico occidental (Espinosa *et al.*, 1990; Alcolado *et al.*, 1990a; Alcolado *et al.*, 1990b) como en la sur, frente a las aguas del Mar Caribe (Suárez y la Rosa, 1990; Suárez, 2005; van Tussenbroek *et al.*, 2006). Estos trabajos mencionan seis especies comprobadas de angiospermas marinas: *T. testudinum* (conocida como ceiba o seiba en Cuba) (*hierba tortuga*), *S. filiforme* (hierba manatí), *H. wrightii* (hierba de bajos), *H. decipiens* y *H. engelmannii*.

A partir del año 2000 se produjo un incremento de investigaciones relacionadas con este biotopo: Por ejemplo Cabrera (2002) realizó un estudio sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades macrofitobentónicas en la Bahía de Nuevitás, costa nororiental de Cuba. Este trabajo evidenció la afectación que produce el arrastre con chinchorros pesqueros y los vertimientos residuales sobre el desarrollo de las angiospermas marinas.

Martínez- Daranas (2002) realizó un estudio sobre las variaciones morfológicas de *H. wrightii* en 15 localidades de Cuba. Además, Martínez-Daranas *et al.* (2003) presentó un inventario del macrofitobentos de los fondos blandos de la costa norte de la provincia Matanzas. Por otro lado, se realizó un estudio multidisciplinario sobre la distribución y el estado de conservación de los pastos marinos, en el Golfo de Batabanó (Martínez-Daranas *et al.*, 2005c; Hernández-Zanuy *et al.*, 2008).

También, Martínez-Daranas *et al.* (2005a) realizaron un estudio sobre la producción de las hojas y dinámica de los brotes de *T. testudinum* por el método de censo directo, analizándose una pradera próxima a la ciudad de La Habana. Además, Moreira *et al.* (2009) estudiaron el impacto del Huracán Dennis sobre las comunidades de macroalgas y angiospermas de la Bahía de Cienfuegos utilizándose la riqueza de especies y la biomasa como indicadores de impacto.

Por otra parte, Martínez-Daranas (2010) para obtener una primera aproximación al valor de los pastos marinos cubanos en el contexto del cambio climático, estimó la producción de biomasa foliar seca de los pastos marinos en tres zonas de la plataforma marina de Cuba y los nutrientes que se reciclan en las

hojas de *T. testudinum* en el Golfo de Batabanó. Además, Piñeiro y Dumas (2010) presentaron un análisis sobre la distribución espacial de la densidad de *T. testudinum* en un perfil que cubre una porción del Golfo de Batabanó. También se realizó una caracterización fisicoquímica e inventario de especies en el Área Marina Protegida Gran Banco de Buena Esperanza, golfo de Guacanayabo (Hernández-Fernández *et al.*, 2013).

Recientemente Martínez-Daranas y Suárez (2015) presentaron los resultados fundamentales de las investigaciones sobre el macrofitobentos de la plataforma marina cubana desde 1973, en el Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana. En este trabajo indicaron las características de las angiospermas marinas presentes en aguas cubanas y sobre el estado de conservación del ecosistema de pastos marinos, formado principalmente por *T. testudinum*.

Para el archipiélago Sabana-Camagüey (ASC) se comenzaron a realizar las primeras investigaciones relacionadas a la biota marina en la década de los 80 y 90 del siglo XX, dirigidas fundamentalmente al desarrollo de la cayería con fines turísticos. Éstas dieron como resultado monografías y mapas de hábitats en algunas zonas, fundamentalmente de la zona oriental del archipiélago y los primeros registros de especies del macrofitobentos (ACC/ICGC., 1990). En esta misma etapa se realizó una prospección para conocer los elementos principales de la diversidad biológica en 109 estaciones en los fondos blandos del ASC. Como resultado de esta prospección se identificaron las especies que más aportaban en frecuencia de aparición y biomasa al macrofitobentos, donde se destacaron las angiospermas *T. testudinum*, *H. wrightii*, *S. filiforme* (Martínez-Daranas *et al.*, 1996).

A partir de estas investigaciones, se elaboró un mapa de biotopos marinos para todo el ASC, donde se localizaron las zonas de pastos marinos y de fondos desprovistos de macrofitobentos, en el marco del proyecto PNUD/GEF Sabana-Camagüey CUB/92/G31 (Carrodegas; proyecto PNUD/GEF CUB/92/G31 Sabana-Camagüey) (Clero-Alonso, 2003). Años más tardes se realizó un estudio sobre el estado de conservación de los pastos marinos del Archipiélago Sabana-Camagüey (Martínez-Daranas *et al.*, 2007).

Actualmente se han realizado estudios para establecer una línea base para detectar cambios en los pastos marinos debido a factores de origen antrópico y natural; como el llevado a cabo por Bustamante-López *et al.* (2016) en cayo Paredón Grande donde se tuvo en cuenta el futuro desarrollo turístico de la zona. Los resultados sugirieron que la angiosperma con mayor densidad y abundancia en los sitios muestreados fue *T. testudinum*. En general, los pastos marinos de cayo Paredón Grande mostraron un alto grado de conservación, sin observar en ellos evidencias de impactos negativos generados por eventos naturales o antrópicos.

Entre los estudios relacionados a ecosistemas de pastos marinos al norte de la provincia de Ciego de Ávila está el estudio realizado por Clero-Alonso (2003) sobre la primera evaluación del estado de salud de los pastos marinos en la plataforma exterior de los cayos, desde cayo Guillermo hasta Antón Chico, y en las Bahías de Jigüey y Los Perros. En esta investigación se analizó la demografía de *T. testudinum* y su relación con la dinámica de los sedimentos. También se caracterizó la laguna arrecifal al norte de la provincia avileña. La especie dominante fue *T. testudinum*, otras especies de angiospermas que aparecieron, fundamentalmente, hacia los bordes de las praderas fueron *S. filiforme* y *H. wrightii* (Clero-Alonso *et al.*, 2006).

Por otra parte Guimaraes *et al.* (2013) determinaron los efectos del Huracán Paloma sobre los pastos marinos del extremo oriental del archipiélago Jardines de la Reina. Después de tres años del paso del huracán, la evolución del área afectada apuntó hacia una pérdida de vegetación y re-colonización del sedimento por especies de macroalgas, se observó un paisaje con vegetación por parches.

A pesar de continuar los estudios de pastos marinos en Cuba, aún existen vacíos de conocimiento sobre la ecología, el desarrollo y el estado de conservación de estos ecosistemas, fundamentalmente, en las zonas NW y SE de la plataforma. De acuerdo a lo planteado por Martínez-Daranas *et al.* (2009) se recomienda realizar estudios de dichos ecosistemas, teniendo en cuenta tanto indicadores biológicos como físico-químicos.

3. Materiales y métodos

Área de estudio

Los sitios de estudio se encuentran localizados en dos playas ubicadas en los cayos Coco y Guillermo, playa Las Coloradas y El Paso, respectivamente (Fig.1). Ambos cayos se encuentran ubicados al N de la isla de Cuba en el archipiélago Sabana-Camagüey, específicamente, en el polo turístico de Jardines del Rey. Cayo Coco se localiza a 30 km al NE del pueblo de Punta Alegre, Ciego de Ávila. Abarca un área de 370 km², con un largo de 31 km. Cayo Guillermo se sitúa a 6 km al NO de Cayo Coco y ocupa un área de 13 km² (Valdés-Montero *et al.*, 2000). En su costa norte alternan los acantilados con las playas arenosas y al sur predominan las lagunas litorales y manglares. Según Batista-Tamayo *et al.* (2006) playa Las Coloradas tiene una pendiente fuerte, inclinada y que se profundiza muy cerca de la línea de costa; playa El Paso es todo lo contrario, con una pendiente suave, que se alarga y que provoca que las olas rompan lejos de la línea de costa. Ambas playas presentan un largo de la franja costera similar, para Playa Las Coloradas 2,8 km y para El Paso 2.5 km aproximadamente (van Tussenbroek, 1995)

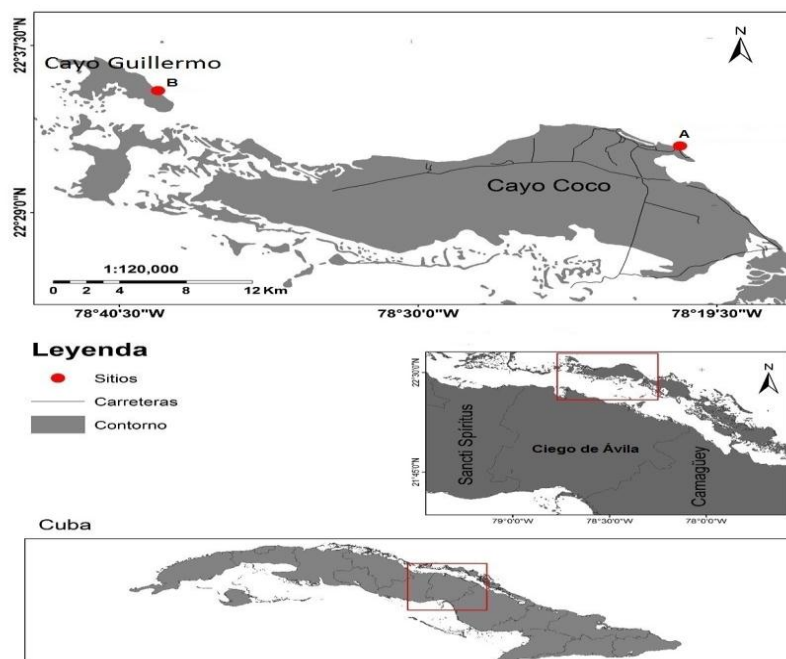


Figura 1. Sitios de estudio de los pastos marinos, cayería norte, Ciego de Ávila. Playa Las Coloradas (A) y El Paso (B).

Diseño de muestreo

Obtención de datos

Los muestreos de los pastos marinos se realizaron en 2017, con una frecuencia de dos veces al año, (junio - noviembre), teniendo en cuenta las variaciones espacio-temporales de las praderas de pastos marinos. Las praderas se monitorearon siempre en horarios de la mañana. Estos sitios fueron seleccionados teniendo en cuenta las condiciones de logística (que fueran sitios de fácil acceso y localización), además del interés turístico que poseen, debido a que playa Las Coloradas se localiza frente al Hotel Pullman y playa El Paso frente al Hotel Meliá Guillermo.

3.1. Composición y estructura de los pastos marinos

Para la descripción de la composición y estructura de los pastos marinos se siguió la metodología propuesta por Martínez-Daranas *et al.* (2013) en el Protocolo para el Monitoreo de los Pastos Marinos del proyecto “Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los archipiélagos del Sur de Cuba” (GEF/PNUD) No. 3973. Los dos sitios de playas fueron referenciados con GPS. Las áreas de muestreo fueron monitoreadas con un marco de 25 x 25 cm, colocado cada 4 m sobre tres transectos de 50 m paralelos a la costa, para un total de 12 marcos por transecto; uno al principio de la pradera, otro donde termina (final) y uno intermedio entre los dos anteriores. Cada transecto se ubicó teniendo en cuenta la extensión de la pradera.

En cada marco se identificaron las especies de angiospermas, la abundancia relativa (porcentaje de cobertura) por cada especie de angiosperma, se estimó la densidad de vástagos, la altura promedio de la vegetación (altura de la canopia), así como el grado de epifitismo sobre las angiospermas. Además, se apreció la presencia de flores y frutos, la abundancia relativa de los grupos morfo-funcionales de macroalgas dominantes y la presencia de anomalías como la pradera erosionada o desenterramiento de los rizomas.

Las especies de macroalgas que no se lograron identificar *in situ* se conservaron en frascos de cristal con sal común, y se anotaron en una tablilla al momento de la colecta hasta su traslado al laboratorio donde fueron guardadas en alcohol. Luego fueron clasificadas hasta el taxón más bajo posible, según criterios de Kuo y den Hartog (2006), Hemminga y Duarte (2000), Mukai (1993), Orth *et al.* (2006) y Duarte (1991a).

Los parámetros físico-químicos que pueden influir en los pastos marinos, demostrando posibles perturbaciones en dicho ecosistema, fueron analizados siguiendo la metodología propuesta por

Ackerman (2006) en el Protocolo para el Monitoreo de los Pastos Marinos del proyecto “Aplicación de un Enfoque Regional al Manejo de Áreas Costeras y Marinas Protegidas en los archipiélagos del Sur de Cuba” (GEF/PNUD). La temperatura (°C) se registró mediante un conductímetro, la salinidad en ups (Unidades Prácticas de Salinidad) a partir de un refractómetro manual, previamente calibrado con agua destilada. El pH fue medido a partir de un peachímetro según Castillo-Torres (2002).

Otras variables abióticas como la profundidad fue medida con una computadora de buceo, la visibilidad horizontal fue determinada mediante el Disco Secchi de modo que la luz del sol diera de lado; una persona sostuvo el disco y la otra con el carrete de cuerda se alejó hasta que se dejó de ver el disco, momento en que se anotó la distancia de la cuerda; todas estas variables abióticas fueron medidas *in situ*. Para el análisis de la calidad del agua, específicamente del oxígeno disuelto, a partir de muestras tomadas en la misma época en que se realizó el muestreo de los pastos marinos, se utilizó la información brindada por el Laboratorio de Análisis Físico-Químico del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).

3.2. Fauna asociada a los pastos marinos

Para la identificación de la fauna asociada al ecosistema de pastos marinos en cada uno de los marcos se determinó la presencia de invertebrados, fundamentalmente, de corales pétreos. Para la clasificación de los corales pétreos se siguieron los criterios de Duarte (1991b); en cada cuadrado se contaron los reclutas. Para la identificación de otros invertebrados se siguieron los criterios de Marbà y Duarte (1998). La composición de peces se estimó sobre la base de lo establecido por el método de censo visual (Brock, 1954), siguiendo las modificaciones y estaciones previamente inventariadas por Claro y Garcia-Arteaga (1994) y Claro *et al.* (2000). Para el estudio de las comunidades de peces se utilizó el Método de transecto lineal para especies seleccionadas (Fig.2).

Se trabajó sobre cada uno de los transectos de 50 m y se registraron los peces que se observaron en un campo de 2 m de ancho, delante del observador, durante la natación a lo largo de todo el transecto. El ancho del transecto se controló con una barra en forma de T de 1 m de ancho. La barra T se mantuvo delante del observador con un ángulo aproximado de 45°, y la vista se enfocó varios metros delante de la barra T. Los peces fueron clasificados hasta el taxón más bajo posible a partir de los criterios de Tomlinson (1974).

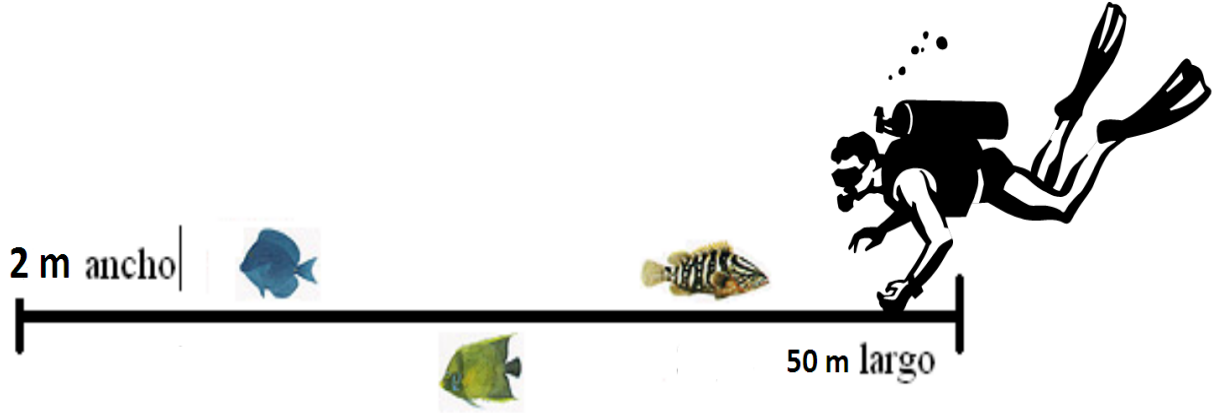


Figura 2. Método de transecto lineal aplicado para el censo visual de peces.

3.3. Análisis de datos

Se determinó la media, la varianza y el coeficiente de variación para conocer la distribución de los datos y garantizar la homogeneidad de varianza y la normalidad, las que fueron comprobadas por la prueba de Bartlett y Kolmogorov-Smirnov respectivamente, todas según Gacia *et al.* (1999).

Para determinar si existían diferencias entre los sitios en la estructura y composición de los pastos marinos, así como para conocer los efectos ocasionados por el paso del huracán Irma, se realizó un análisis de varianza bifactorial, con un nivel de significación de 0.05, con intervalos de confianza al 95 %, en el que se consideró como factor uno (fijo) los sitios (A: Las Coloradas y B: El Paso): y como factor dos (aleatorio) los meses (1: junio y 2: noviembre), teniendo en cuenta que la dinámica en cada pradera fue variable debido a la ubicación de las playas. Se utilizaron como variables la abundancia y la densidad de *T. testudinum*, la altura promedio de *T. testudinum* (altura de la canopia) y el grado de epifitismo (%). Los gráficos y cálculos de análisis de varianza se ejecutaron con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2004).

4. Resultados

4.1. Composición y estructura de los pastos marinos

Los pastos marinos de Playa el Paso y Las Coloradas presentaron menos del 50 % de cobertura de la superficie del frente de playa, el resto fue sedimento arenoso, desprovisto de vegetación. El sustrato predominante fue del tipo arenoso, típico de la cayería.

La visibilidad horizontal en junio para las playas Las Coloradas y El Paso, se comportó entre 10 y 12 m respectivamente, mientras que para noviembre disminuyó significativamente. La profundidad varió entre meses. Los parámetros físico-químicos se comportaron similares entre sitios y meses (Tabla I).

Tabla I. Visibilidad horizontal, profundidad y parámetros físico-químicos.

Parámetros físico-químicos	Las Coloradas		El Paso	
	junio	noviembre	junio	noviembre
Visibilidad horizontal (m)	10	3	12	1
Profundidad (m)	0,6	1,6	2,1	1,8
Salinidad (ups)	36,9	36,4	36,8	36,9
Temperatura (T °C)	33,0	26,0	30,4	28,1
pH	8,2	8,2	7,9	7,9
OD (mgO ₂ /l)	6,0	6,6	6,1	-

La angiosperma marina predominante en las praderas fue la especie *T. testudinum*, mientras que en menor cobertura se observó a *S. filiforme*. El desarrollo de pastos mixtos solo fue observado en playa El Paso (dos o más angiospermas marinas), mientras que el mono-específico en playa Las Coloradas.

De forma general, del total ocupado por el macrofitobentos, para ambos sitios de muestreo, el 34.9 % de su superficie correspondió a pastos mono-específicos de *T. testudinum*, el 22.1 % a pastos mixtos (presencia de dos o más angiospermas) y el 4.9 % estuvo ocupado por parches de arena con macroalgas de los géneros *Halimeda*, *Penicillus* y *Udotea* principalmente. En junio el 40 % de la superficie ocupada por el macrofitobentos correspondió a pastos mono-específicos de *T. testudinum*, mientras que para noviembre correspondió solo a un 29.7 %. La superficie ocupada por los pastos mixtos en playa El Paso estuvo representada por un 18.9 % en junio, mientras que para noviembre desaparece *S. filiforme* provocando un cambio de composición en la pradera, quedando solamente conformada por la especie *T. testudinum*.

En junio, el sitio Las Coloradas, mostró una abundancia relativa de *T. testudinum* de un 40 %, mientras que para El Paso la pradera estuvo conformada por un 15 % y 4 % de *T. testudinum* y *S. filiforme*, respectivamente. En el sitio Las Coloradas la densidad promedio de *T. testudinum* fue de 776.9 vástagos/m², mientras que para El Paso fue de 310.2 vástagos/m². En el Paso, *S. filiforme* presentó una densidad de 80 vástagos/m². Para Las Coloradas, la altura de la canopia de *T. testudinum* fue de 11.6 cm, mientras que para El Paso fue de 14.9 cm.

El epifitismo estuvo dado por algas rojas costrosas sobre la canopia, fundamentalmente, de *T. testudinum*, en las porciones distales, viejas o necrosadas. En junio, en ambos sitios de estudio, el epifitismo sobre las hojas de *T. testudinum* estuvo por encima de 30 % (31.1 % y 32.2 % para Las Coloradas y el Paso, respectivamente). No se observó presencia de flores y/o frutos en ninguno de los sitios. La pradera en ambas playas, para noviembre, se encontró erosionada, con rizomas expuestos de *T. testudinum*.

Se lograron identificar un total de 25 especies de macroalgas pertenecientes a 13 géneros distribuidos en tres Phylum y seis Grupos Morfo-funcionales (GMF) (Tabla II). En general las macroalgas verdes calcáreas y carnosas fueron los grupos morfo-funcionales de mayor cobertura con una media de 5.5 % y 5.75 % respectivamente. Los restantes grupos morfo-funcionales de macroalgas tuvieron una cobertura promedio menor de 1.25 % (Fig. 3).

En junio, en Las Coloradas, las macroalgas estuvieron representadas en un 4.5 % y en El Paso en un 5 %. En noviembre se apreciaron en un 5.3 % en Las Coloradas y en un 4.5 % para El Paso (Fig. 4). La cobertura promedio de macroalgas, entre los dos sitios muestreados para junio, estuvo dominada por el GMF calcáreo, (géneros *Halimeda*, *Penicillus* y *Udotea*, con un 7 % de representación), seguida de las carnosas (géneros *Caulerpa*, *Laurencia*, con un 4 % de representación). En noviembre para ambos sitios la cobertura promedio de macroalgas estuvo dominada por el GMF calcáreo con un 4.5 %,

seguido del carnoso con un 4 % (Fig. 5). El sitio que más contribuyó a la superioridad porcentual del GMF calcáreo fue El Paso, con un 6 % de cobertura del grupo.

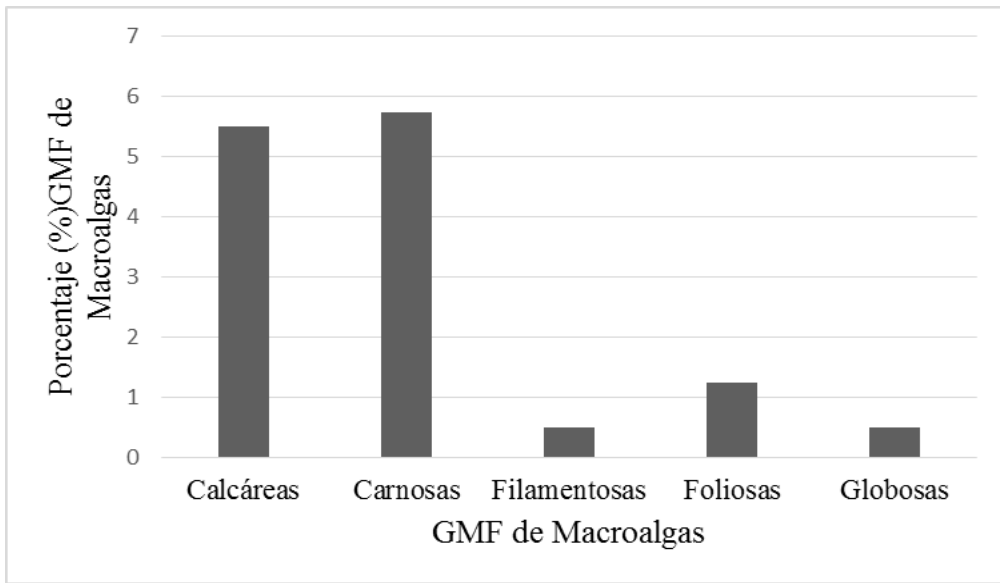


Figura 3. Porcentaje de cobertura general de los grupos morfo-funcionales de macroalgas identificados en los sitios de estudio.

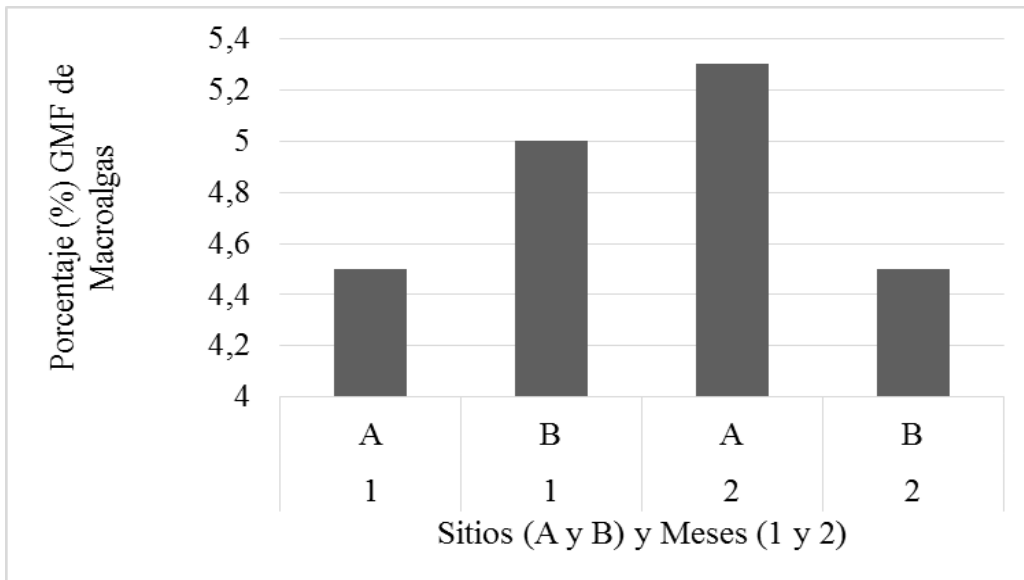


Figura 4. Porcentajes de los grupos morfo-funcionales de macroalgas por sitios en cada mes (A: Las Coloradas y B: El Paso) (1: junio y 2: noviembre).

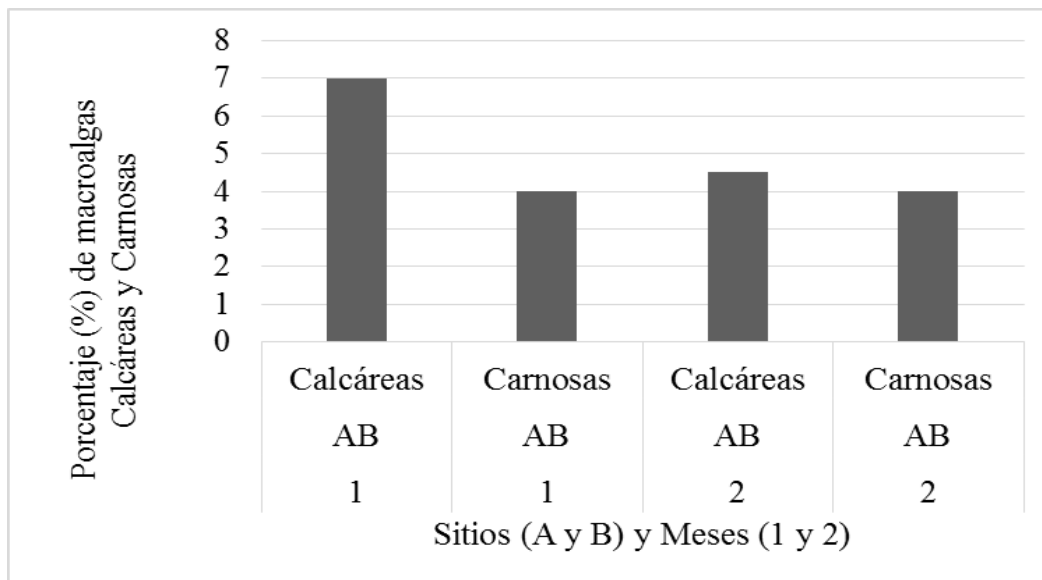


Figura 5. Porcentajes de los grupos morfo-funcionales calcáreos y carnosos de macroalgas de ambos sitios por meses (A: Las Coloradas y B: El Paso) (1: junio y 2: noviembre).

Tabla II. Macroalgas observadas en los pastos marinos de playa Las Coloradas (sitio A) y El Paso (sitio B).

Phyllum	GMF	Género	Especie	Sitios de muestreo/meses			
				junio		noviembre	
				A	B	A	B
Chlorophyta	Verde calcárea	<i>Halimeda</i>	<i>H. incrassata</i> (Ellis) J.V.Lamour		X	X	
			<i>H. monile</i> (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux		X	X	
			<i>Halimeda sp.</i>	X			X
		<i>Penicillus</i>	<i>P. dumetosus</i>			X	

			(J.V.Lamouroux) Blainville			
			<i>P. pyriformis</i> A.Gepp & E.S.Gepp			X
			<i>P. capitatus</i> Lamarck	X	X	X
		<i>Rhipocephalus</i>	<i>R. phoenix</i> (J.Ellis & Solander) Kützing		X	
			<i>R. phoenix</i> f. longifolius a. Gepp & e. S. Gepp	X		X
		<i>Udotea</i>	<i>U. flabellum</i> (J. ellis & Solander) J. V. lamouroux	X		X
			<i>U. conglutinata</i> (J. ellis & Solander) J. V. lamouroux	X		X
		<i>Avrainvillea</i>	<i>A. nigricans</i> f. parva D. S. littler & m. m. littler	X		X
			<i>A. elliotii</i> a. Gepp & e. S. Gepp	X		X
	Carnosa	<i>Caulerpa</i>	<i>C. paspaloide</i> (Bory) Greville			X X
			<i>C. mexicana</i> Sonder ex Kützing		X	X
			<i>C. cupressoides</i> (Vahl) C.Agardh			X
			<i>C. prolifera</i> (Forsskal) Lamouroux		X	X
		<i>Dasycladus</i>	<i>D.vermicularis</i> (Scopoli) Krasser in Beck & Zahlbruckner		X	
	Foliosa	<i>Microdictyon</i>	<i>M. marinum</i> (Bory) P. c. Silva	X		
	Globosa	<i>Valonia</i>	<i>V. ventricosa</i> J.Agardh		X	X
			<i>Valonia</i> sp.	X		
	Filamentosa	<i>Cladophora</i>	<i>Cladophora</i> sp.		X	
Phaeophyta	Foliosa	<i>Dictyota</i>	<i>D.pinnatifida</i> Kützing		X	
Rhodophyta	Costrosa	<i>Neogoniolithon</i>	<i>N. strictum</i> (Foslie) Setchell & I. R. mason	X		

4.2. Fauna asociada

Para los sitios de estudio se identificaron 10 especies de invertebrados pertenecientes a nueve géneros, distribuidos en seis órdenes y nueve familias, de las cuales cuatro pertenecen al Phylum Cnidaria, tres a Mollusca, dos a Echinodermata y uno a Porifera. También fueron observadas ascidias e hidrozooos epifitando las hojas de *T. testudinum*. En playa Las Coloradas se observó mayor diversidad de invertebrados asociados a los pastos marinos. Estos organismos fueron identificados en los muestreos realizados en los sitios de estudio de pastos marinos, tanto en junio como en noviembre (Tabla III). Para noviembre se observó disminución de la diversidad de invertebrados asociados a las praderas de los sitios de estudio, persistiendo solo el 30 % de las especies.

Tabla III. Listado taxonómico de las especies de invertebrados identificados en los sitios de estudio para junio y noviembre.

Ubicación Taxonómica	junio		noviembre	
	A	B	A	B
Phyllum Porifera				
Clase Demospongiae				
Orden Hadromerida				
Familia Clionaidae				
Especie <i>Cliona</i> sp.	X	X	X	
Phyllum Porifera				
Clase Demospongiae				
Orden Hadromerida				
Familia Poritidae				
Especie <i>Porites porites</i> (Link, 1807)	X			
Especie <i>Porites furcata</i> (Lamarck, 1816)	X	X		
Phyllum Cnidaria				
Clase Anthozoa				
Orden Scleractinia				

Familia Mussidae		
Especie <i>Manicina areolata</i> (Linnaeus, 1758)		X
Phyllum Cnidaria		
Clase Anthozoa		
Orden Scleractinia		
Familia Siderastreidae		
Especie <i>Siderastrea</i> <i>radians</i> (Pallas 1766)	X	
Phyllum Mollusca		
Clase Gastropoda		
Orden Caenogastropoda		
Familia Cerithiidae		
Especie <i>Cerithium sp.</i>	X	X
Phyllum Mollusca		
Clase Gastropoda		
Orden Sorbeoconcha		
Familia Strombidae		
Especie <i>Lobatus gigas</i> (Linnaeus, 1758)	X	
Phyllum Mollusca		
Clase Gastropoda		
Orden Neogastropoda		
Familia Fascioliariidae		
Especie <i>Fasciolaria tulipa</i> (Linnaeus, 1758)	X	
Phyllum Echinodermata		
Clase Holothuroidea		
Orden Holothuriida		
Familia Holothuriidae		
Especie <i>Holoturia mexicana</i> (Ludwig Diels, 1875)		X
Phyllum Echinodermata		
Clase Asterozoa		
Orden Valvatida		
Familia Oreasteridae		

Especie *Oreaster*
reticulatus (Linnaeus, 1758) X

En cuanto a la composición íctica en los pastos marinos, en ambos sitios de estudio, se identificaron cinco especies pertenecientes a cinco familias y dos órdenes de la clase Actinopterygii. Se contaron un total de 42 individuos, de los cuales los más representativos fueron de la especie *Halichoeres bivittatus* Bloch, 1793 (13 individuos) y *Gerres cinereus* Walbaum, 1792 (15 individuos) (Tabla IV). Para noviembre no se observaron peces asociados a las praderas de los sitios de estudio.

Tabla IV. Ictiofauna asociada a los pastos marinos de playa Las Coloradas y El Paso en junio.

Orden	Familia	Especie	No. de individuos
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	4
	Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	2
Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i> Bloch, 1793	13
	Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i> Walbaum, 1792	15
	Carangidae	<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	8

4.3. Efectos del huracán Irma sobre los pastos marinos

En noviembre, en el sitio Las Coloradas, el pasto marino mostró una abundancia relativa de *T. testudinum* del 30 %. En El Paso la abundancia relativa fue de 12 %. La abundancia relativa de *T. testudinum* mostró diferencias significativas entre meses ($p: 0.001$) y entre los sitios ($p: 0.000$), siendo Las Coloradas donde se determinó el mayor porcentaje, pero no mostró diferencias entre sitios por meses (Fig. 6).

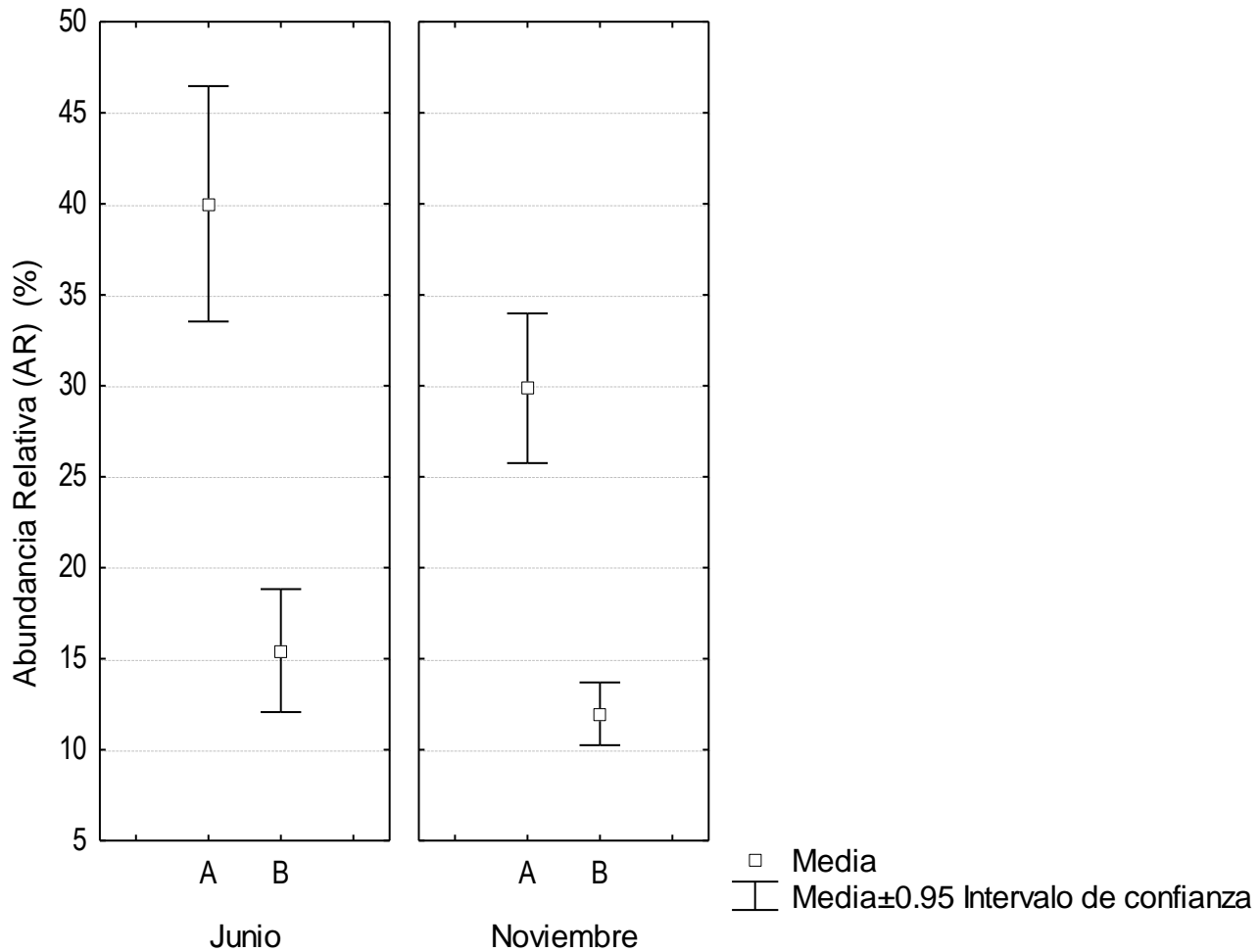


Figura 6. Porcentaje de abundancia relativa de *T. testudinum* entre sitios por meses de muestreo (A: Las Coloradas. B: El Paso) (F: 2.502; p: 0.115).

La densidad de vástagos disminuyó para ambos sitios para noviembre, 726.1 vástagos/ m² para Las Coloradas y 205.3 vástagos/ m² para el Paso (Fig. 7). La densidad de vástagos mostró diferencias significativas entre meses (p=0.005), además mostró diferencias entre sitios (p =0.000), pero no entre sitios por meses (Fig.7).

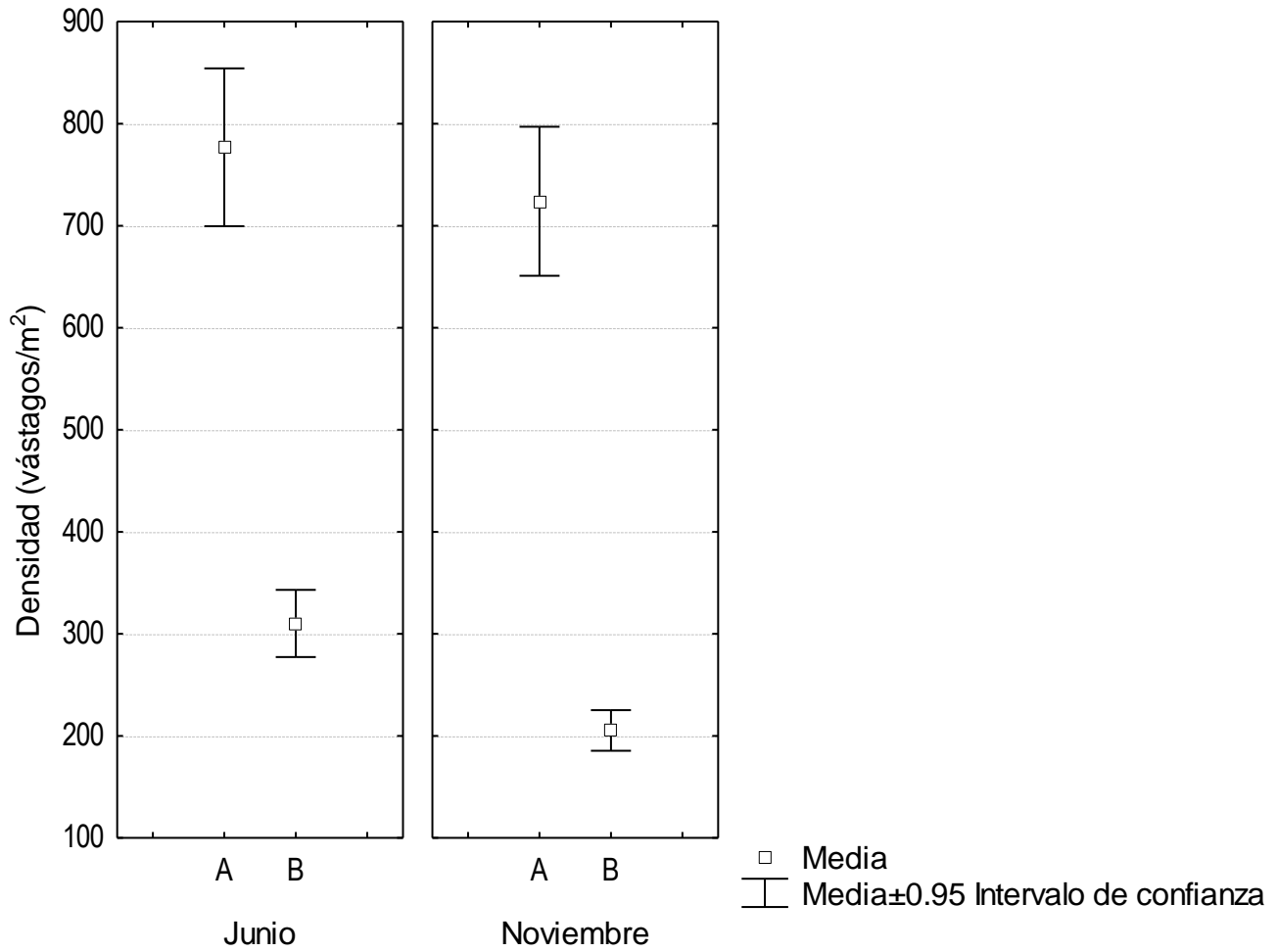


Figura 7. Densidad de vástagos de *T. testudinum* (vástagos/ m²) entre sitios por meses (A: Las Coloradas. B: El Paso) (F: 0.871; p: 0.352).

Para ambos sitios, la altura promedio de *T. testudinum* disminuyó en noviembre (10.4 cm y 11.5 cm respectivamente). La altura de la canopia mostró diferencias significativas entre meses ($p=0.000$) y entre sitios ($p=0.000$), también lo hizo entre sitios por meses (Fig. 8).

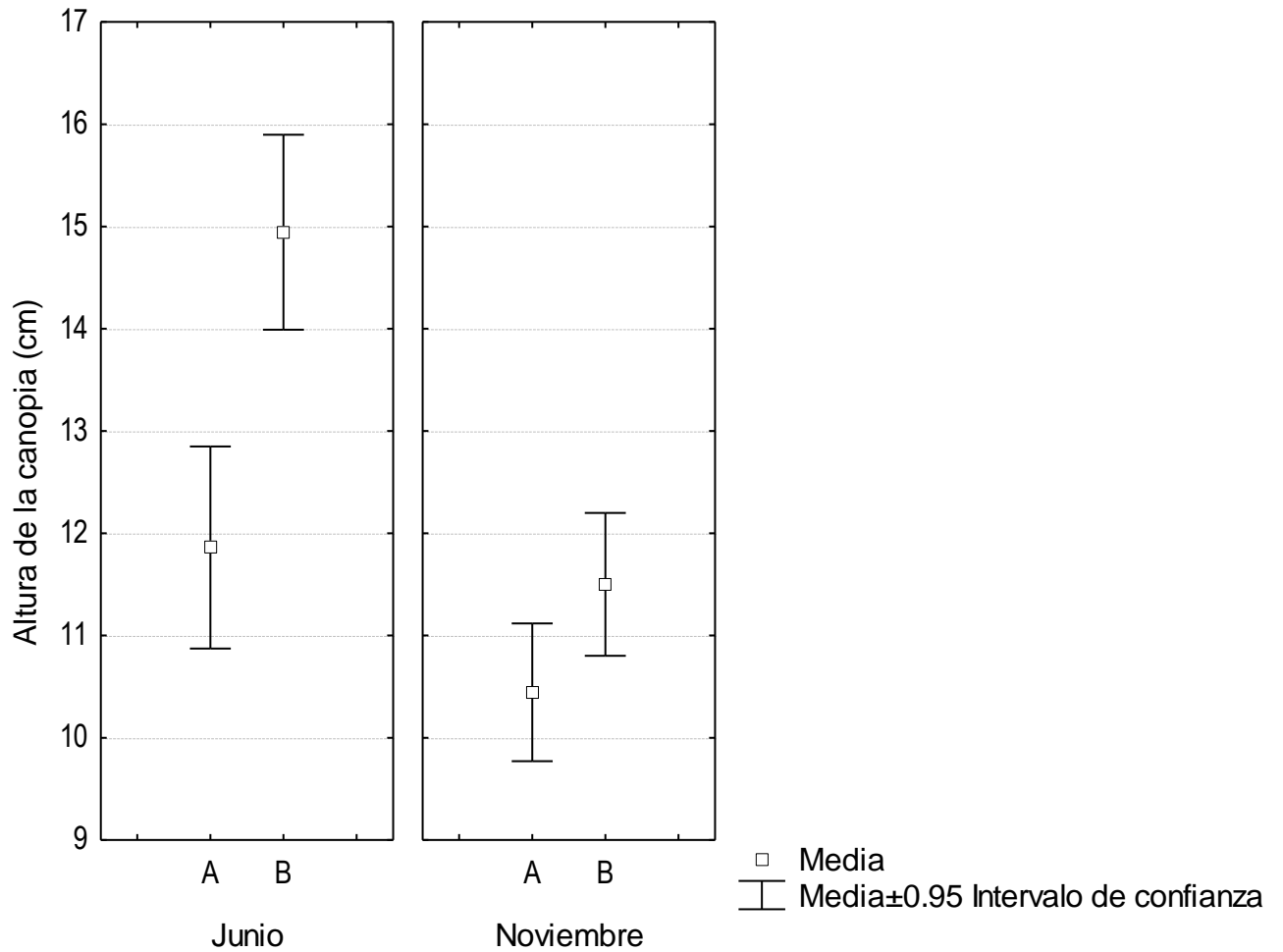


Figura 8. Altura promedio de *T. testudinum* (%) entre sitios y meses. (A: Las Coloradas. B: El Paso) (F: 5.995; p: 0.015).

El epifitismo también disminuyó comportándose por debajo de un 15 % (11.9 % y 19 % para Las Coloradas y El Paso, respectivamente). Para ambos sitios el epifitismo manifestó diferencias significativas entre los meses estudiados (p: 0.000), pero no entre los sitios (p=0.125), ni entre los sitios por meses (Fig. 9).

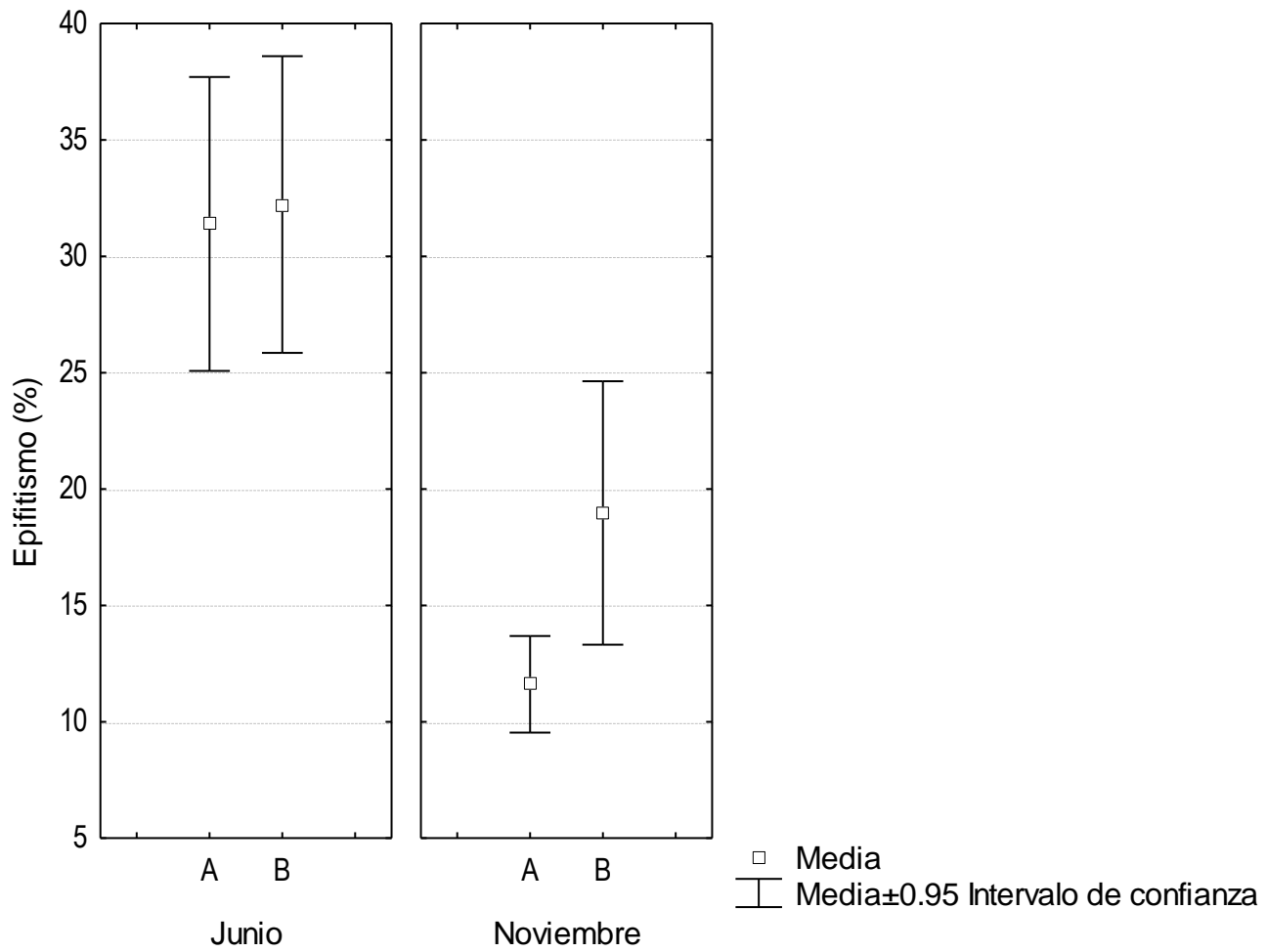


Figura 9. Porcentaje de epifitismo (%) de *T. testudinum* entre sitios por meses de muestreo. (A: Sitio Las Coloradas. B: El Paso) (F: 1.503; p: 0.222).

5. Discusión

5.1. Composición y estructura de los pastos marinos

La mayoría de los valores que alcanzaron las variables físico-químicas muestreadas, coinciden con lo registrado por Martínez-Daranas (2007) para las aguas del Archipiélago Sabana-Camagüey (ASC), las cuales están dentro de los intervalos que se presentan con frecuencia en la plataforma cubana (Buesa, 1974; Macauley *et al.*, 1988) las que reflejan una alta variabilidad y, en general, buenas condiciones para la vida acuática.

El desarrollo de pastos mixtos en playa El Paso (dos o más angiospermas marinas), y el mono-específico en playa Las Coloradas, coincide con lo registrado por Clero-Alonso *et al.* (2006) para estos mismos sitios. En dicho estudio *T. testudinum* fue la especie dominante en la pradera, mientras que *S. filiforme* aparecía hacia los bordes de esta.

La especie de angiosperma marina predominante en los pastos marinos de ambos sitios de estudio, por su cobertura, fue *T. testudinum*, lo que coincide con los resultados obtenidos por Martínez-Daranas (2007) para el ASC y con otras áreas de la plataforma cubana, como al Norte de Pinar del Río (González y Formoso, 1982; Suárez, 1989), el Golfo de Batabanó (van Tussenbroek *et al.*, 2006), la costa norte de La Habana (Jiménez y Alcolado, 1989), y en general con lo reportado para el Gran Caribe (Jiménez, 1990; Onuf *et al.*, 2003). Esto refleja su habilidad competitiva, como especie clímax, en la sucesión de los pastos marinos de la región del Caribe (Gallegos, 1995).

Enríquez y Pantoja-Reyes (2005) comprobaron, entre un grupo de especies (incluyendo *S. filiforme*, *H. wrightii* y algas características de los pastos marinos caribeños) que el follaje de *T. testudinum* provoca la mayor atenuación de la luz, dentro del follaje del pasto, por la capacidad de sus hojas para absorber la luz. Ello apoyaría la hipótesis sobre la mayor habilidad competitiva de esta especie clímax y su capacidad de excluir a las demás (Patriquin, 1973; Enríquez y Pantoja-Reyes, 2005).

En noviembre (luego del paso del huracán Irma) la especie *T. testudinum* permaneció conformando la pradera de playa El Paso, mientras que, *S. filiforme* desapareció. Esto se debe a que la primera tiene el sistema de raíces y rizomas mejor desarrollado que todas las demás especies de pastos marinos en el Atlántico occidental (van Tussenbroek *et al.*, 2006).

Aunque la mayoría de los estudios sobre los efectos de los huracanes no incluyen datos pre-huracán, estudios reportan efectos diferenciales en varias especies de pastos marinos, en donde aparentemente *S. filiforme* es mucho más sensible que *T. testudinum* a los estragos de los huracanes (Martínez-Daranas *et al.*, 2003). Martínez-Daranas *et al.* (2005c) determinaron que *S. filiforme* es mucho más sensible a la sedimentación, y que su sistema rizoidal, es menos profundo y fuerte que el de *Thalassia*, y puede ser expuesto más fácilmente por las fuerzas mecánicas asociadas al paso del huracán (Hernández-Zanuy *et al.*, 2008).

Se ha encontrado que las praderas de *T. testudinum* pueden tener una larga existencia (Zieman, 1982), y que son extremadamente resilientes a las tormentas severas (Martínez-Daranas *et al.*, 2005b). Esta especie posee un amplio y complejo sistema radicular y de rizomas, láminas foliares anchas, y una estrategia de crecimiento por ramificación que le permite abarcar praderas extensas y persistir pese a la ruptura de sus hojas por algún disturbio (Zieman, 1982).

No parece haber una relación directa entre la forma de crecimiento de las angiospermas y la susceptibilidad al oleaje provocado por tormentas o la sedimentación. Las praderas de *Thalassia* podrían ser más frágiles por su forma y cobertura de epífitas, en Guadalupe, las praderas conformadas por *Syringodium* fueron más afectadas (Bouchon *et al.*, 1991) y la destrucción pudo ser de decenas de kilómetros cuadrados de pastos marinos (Rodríguez *et al.*, 1994). De acuerdo a Montague *et al.* (1995) el paso de un huracán no tuvo mayor impacto en pastos marinos ubicados en la Florida, a pesar que los sitios estudiados estaban en la ruta del evento meteorológico.

El epifitismo está mayormente dado por algas rojas costrosas, como también se registró para el ASC (Martínez-Daranas, 2007). Así como para otras áreas del Caribe como la bahía de Cartagena y en las áreas de la Guajira, en Colombia, según Díaz *et al.* (2003).

La cobertura de macroalgas fue menor al 6 %, lo que se corresponde con lo registrado por Martínez-Daranas (2007) para el 61 % de las estaciones de pastos marinos estudiadas para el ASC; los géneros de macroalgas, predominantes (*Halimeda*, *Penicillus*, *Udotea* y *Caulerpa*) en los pastos marinos de ambos sitios de estudio, coinciden con cuatro de los registrados para dicho archipiélago. El predominio de macroalgas del Phylum Chlorophyta en los pastos marinos de ambos sitios fue semejante a lo encontrado en los pastos marinos del ASC (Martínez-Daranas, 2007) y en otros de Cuba (Suárez, 1989; van Tussenbroek *et al.*, 2006) y de otras partes del Gran Caribe, ya que son características de los fondos blandos con aguas tranquilas (Kuo y den Hartog, 2006; van Tussenbroek *et al.*, 2006).

En junio y noviembre para ambos sitios de estudio el grupo de macroalgas mejor representado y con los mayores valores de cobertura fueron las verdes calcáreas, resultados similares fueron los obtenidos por Jiménez y Alcolado (1989) para playa Santa Lucia, también ubicada en el ASC. La presencia de las macroalgas calcáreas, tanto entre las acompañantes como en las epífitas, indican una estabilidad en el ecosistema, dando a entender que el ecosistema no está eutrofizado (Suárez y la Rosa, 1990; Cardoso *et al.*, 2004).

En noviembre (luego del paso del huracán Irma) las algas carnosas permanecieron asociadas al pasto marino, principalmente las del género *Caulerpa*. Lo anterior expuesto puede deberse a que dichas algas son dominantes en las lagunas arrecifales con fondos arenosos, pues presentan estructuras de fijación en forma de rizoides o estolones que les permiten adherirse al sedimento, a través de los cuales también pueden absorber nutrientes (Suárez, 1989).

El efecto del oleaje y las corrientes pueden modular la distribución de los pastos marinos, y en el ASC son más fuertes en la zona exterior al norte de los cayos bordeantes que en las macrolagunas (Suárez, 2005). Clero-Alonso (2003) encontró en cinco lagunas arrecifales, al norte de Cayo Coco, que las praderas de *T. testudinum* sufrieron un enterramiento debido a eventos meteorológicos de gran envergadura (tormentas severas o frentes fríos), lo que provocó una cierta mortalidad de vástagos, pero los estudios demográficos que realizó demostraron una recuperación de las praderas.

Los disturbios que producen redistribución de los sedimentos y provocan enterramiento generan mortalidad en las praderas, seguido por un incremento del crecimiento de los vástagos sobrevivientes (den Hartog, 1970). Por tanto, la mortalidad ocurrida en las praderas de estudio y el crecimiento vertical que han experimentado los vástagos, se pueden vincular al enterramiento que se ha producido en las praderas.

5.2. Fauna asociada

Las especies de corales pétreos identificadas en este estudio se corresponden con tres de las registradas por Barrios *et al.* (2003) para los pastos marinos de Colombia; *P. porites*, *M. areolata* y *S. radians*. El hecho de observarse colonias de *M. areolata* desprendidas del sustrato confirma lo planteado por Ruiz-zárate *et al.* (2000), quienes exponen que esta especie solo requiere de un sustrato firme en su etapa inicial de crecimiento, aunque ello también fue observado para la mayoría de las especies identificadas en los sitios de estudio.

Ruiz-zárate *et al.* (2000), expone que *M. areolata* utiliza para su fijación, generalmente en los pastos marinos, a especies de algas del género *Neogoniolithon*. Ello, a pesar de que no pudo ser constatado

en este estudio, pudiera ocurrir en los pastos marinos de ambos sitios, pues en playa La Coloradas, donde más colonias de *M. areolata* se observaron, fue donde único se identificó la presencia de dicho género de alga.

Las especies de peces identificadas en los pastos marinos de ambos sitios confirma lo planteado por Claro (2007), quien expone que los pastos poco profundos, cercanos a las costas, son áreas ecológicamente sensibles por ser zonas importantes de reclutamiento y refugio de larvas y juveniles de importantes recursos pesqueros. Como es el caso de una de las especies de peces que mayor número de individuos aportaron a la ictiofauna asociada a los pastos marinos de ambos sitios, *G. cinereus* (mojarra de ley), cuyos juveniles dependen de la presencia de áreas costeras poco profundas como sitios de crianza, dentro de las que se encuentran las praderas de pastos marinos (Alcolado *et al.*, 1990a). Así como *C. ruber* (cibi carbonero) que ha sido reportado como una de las especies de peces asociadas a *T. testudinum* en los cayos Ratones y Berberia, Puerto Rico (Alcolado *et al.*, 1990b).

5.3. Efectos del huracán Irma sobre los pastos marinos

En junio, la densidad de *T. testudinum* obtenida en playa Las Coloradas (776.9 vástagos/ m²) fue similar a la reportada por Martínez-Daranas (2007) para el ASC (732,6 vástagos/ m²) y a la observada por Jiménez y Alcolado (1989) para Santa Lucía (617.0 vástagos/ m²), aunque baja con respecto a los resultados obtenidos para los cayos del norte de la provincia de Ciego de Ávila (1021 vástagos/ m²) (Clero-Alonso *et al.*, 2006). También se puede considerar similar a la obtenida en el estudio realizado por Díaz *et al.* (2003) sobre los pastos marinos de Colombia, donde se llegó a registrar entre 730 y 985 vástagos/ m². Sin embargo, si se compara la densidad de El Paso (310.2 vástagos/ m²) con las anteriormente mostradas, se consideraría como baja.

En este estudio, la densidad mayor se presentó en el sitio Las Coloradas, donde la profundidad fue de 0.6 m, mientras que la menor se presentó en el sitio El Paso con 2,1 m de profundidad, lo cual coincide con lo expuesto por Cabrera (2002), quienes plantean que existe una correlación inversamente proporcional entre la densidad de vástagos y la profundidad.

En junio, la altura de la canopia de *T. testudinum* presentó rangos entre 11.6 y 14.9 cm, similares a los registrados para Alta Guajira, Colombia Cabrera (2002) (entre 11 y 19 cm). No obstante, se consideran bajos al compararlos con los obtenidos por Martínez-Daranas (2007) para el ASC (20.1 cm), por lo que se pueden catalogar como pastos marinos de poca altura.

Estos resultados (baja altura de la canopia) pueden estar relacionados con las condiciones de alta visibilidad, lo que garantiza estabilidad al pasto marino, no siendo necesario para la planta realizar

esfuerzo energético para crecer, sino solamente para mantenerse o para producir vástagos jóvenes, como planteaban Cabrera (2002). Por otra parte, Martínez-Daranas *et al.* (2014) lo atribuye también al efecto del oleaje. En el sitio playa El Paso, donde luego del paso del huracán Irma la profundidad fue menor, coincide con la disminución más significativa de la altura de la canopia, lo que puede deberse al arrastre del sedimento causado por la intensidad del oleaje, lo que provocó disminución de la profundidad y enterramiento de los vástagos.

En los sitios de estudio, además de la transparencia del agua, debe influir la intensidad del oleaje, la cual puede considerarse constante por la posición geográfica que ocupan, donde la dirección del viento hacia el este es más frecuente (Estación Meteorológica de primer orden 78 339, CIEC).

En noviembre, para los sitios de estudio (playa Las Coloradas y El Paso) la altura de *T. testudinum* disminuyó, al parecer tras el paso del huracán Irma, el transporte de sedimentos que disminuye la cantidad de la luz en la columna de agua y el aumento del material depositario que ocasionan el enterramiento de las praderas (Cabaço *et al.*, 2008). Marba *et al.* (1994) estudiaron este efecto tras el paso del huracán Gilberto (septiembre 1988) sobre las praderas de *T. testudinum* en la costa del Caribe Mexicano, donde observaron diferencias en la longitud del vástago, lo que se atribuyó al incremento en la deposición de sedimentos.

Los rangos de porcentajes del epifitismo para playa Las Coloradas (31.1 %) y El Paso (32.2 %) en junio, fueron similares a los reportados por Martínez-Daranas (2007) para el ASC (29.6 %), así como los reportados por Cabrera (2002) para Santa Rosa y Taguaya en Colombia. Los valores de cobertura del epifitismo disminuyeron significativamente luego del paso del huracán Irma, y esto se debe a que el daño físico es un resultado del movimiento del agua y es responsable de eliminar el crecimiento del dosel. Las energías de onda alta experimentadas durante las tormentas de invierno también eliminan exceso de crecimiento de epífitas que se ha acumulado durante los períodos de mayor crecimiento del verano (Espinosa *et al.*, 1990).

Según Gacia *et al.* (1999), la comunidad de epífitos es afectada por varios factores que incluyen la temporada climática, los nutrientes y la dinámica de movimiento de la columna de agua; otros autores como Harlin y Thorne-Miller (1981) y Worm y Sommer (2000) hallaron que el porcentaje de epifitismo está directamente relacionado con los niveles de nutrientes, aspecto que no fue medido durante este estudio. Sin embargo, Martínez-Daranas *et al.* (2007) expuso que en los sitios donde prevalecía *T. testudinum*, en el ASC, las concentraciones de nutrientes en el agua eran bajas, al compararlas con los valores presentes donde prevalecían otras especies. Al parecer, los sitios estudiados presentan escasa

influencia de las posibles fuentes contaminantes de la isla grande, como planteara (Martínez- Daranas, 2002), para las aguas de la plataforma exterior de los cayos de dicho archipiélago.

De manera general el impacto del huracán sobre el ecosistema de pastos marinos en ambos sitios de estudio (Playa Las Coloradas y El Paso) se podría considerar de baja magnitud, similar a lo señalado por Cobián *et al.* (2013) para los pastos marinos en el Caribe colombiano.

6. Conclusiones

1. La especie de angiosperma marina predominante en los pastos marinos de ambos sitios de estudio (Playa Las Coloradas y El Paso) fue *T. testudinum*, reflejando su habilidad competitiva como especie clímax en la sucesión de los pastos marinos.
2. Los pastos marinos de ambos sitios de estudio (Playa Las Coloradas y El Paso) soportan una gran diversidad de fauna como invertebrados bentónicos móviles e inmóviles, así como peces.
3. A pesar que el huracán Irma fue un evento meteorológico extremo capaz de cambiar la composición y una variable de la estructura (altura de la canopia), así como la fauna asociada de las praderas de pastos marinos de los sitios de estudio (Playa Las Coloradas y El Paso), dicho ecosistema no mostró signos de alteraciones significativas (pérdida de hábitat). Se mostró como ecosistema estable y resiliente.

4. Recomendaciones

1. Realizar monitoreos con una frecuencia trimestral en los sitios de estudio de pastos marinos para evaluar la recuperación del ecosistema en el transcurso del tiempo.
2. Colocar estaciones fijas de monitoreo en los sitios de estudio de pastos marinos.
3. Determinar parámetros de calidad de agua en cuanto a la composición de nutrientes, ya que los sitios de estudio de pastos marinos son zonas de afluencia turística, que tienen cerca fuentes contaminantes provenientes de los hoteles.

5. Referencias bibliográficas

- ACC/ICGC. (1990) *Estudio de los grupos insulares y zonas litorales del archipiélago cubano con fines turísticos*. Academia de Ciencias de Cuba/ Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía, La Habana: Científico-Técnica, 185 pp.
- Ackerman, J. D. (2006) Sexual reproduction of seagrasses: pollination in the marine context. En: Larkum, A. W. D. *et al.* (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 89-109. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Aguayo, C. M. (2004) Estructura de la vegetación acuática sumergida como bioindicador de la calidad del agua en una zona costera tropical. In: *Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN)*. Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Alcolado, P. M. (1990) Aspectos ecológicos de la macrolaguna del Golfo de Batabanò con especial referencia al bentos. En: P. M. Alcolado, P. M. (ed.). *El Bentos de la Macrolaguna del Golfo de Batabanò*. pp. 129-157. La Habana: Academia.
- Alcolado, P. M., Jiménez, C., Espinosa, J., Ibarzábal, D., Martínez, J. C., del Valle, R., Martínez, N., Hernández, A., Abreu, M., Vega, L. y Ramírez, E. (1990a) Aspectos ecológicos del acuatorio del nordeste de la provincia de Villa Clara. En: Pérez, J. (ed.). *Estudios de los grupos insulares y zonas litorales del Archipiélago cubano con fines turísticos*. pp. 86-97. La Habana: Editorial Científico Técnica.
- Alcolado, P. M., Jiménez, C., Espinosa, J., Ibarzábal, D., Martínez, J. C., del Valle, R., Martínez, N., Hernández, A., Abreu, M., Vega, L. y Ramírez, E. (1990b) Ecología Marina. En: Fernández, L., Cañizares, R. y Gómez, H. (ed.). *Estudios de los grupos insulares y zonas litorales del Archipiélago cubano con fines turísticos* pp. 99-109. La Habana: Editorial Científico Técnica.
- Arellano-Méndez, L. U. (2004) Análisis espacio-temporal de las variables hidrológicas: detección de heterogeneidad a gran escala temporal. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Ballantine, D. (1984) Hurricane-induced mass mortalities to a tropical subtidal algal community and subsequent recoveries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 20: 75–83.
- Barrios, I. M., Gómez-lópez, D. I. y Montoya-Maya, P. (2003) Estructura de la comunidad biológica asociada a las praderas en Colombia. En: Díaz, J. M. *et al.* (eds.). *Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico*. pp. 81-111. Santa Marta, Colombia INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales.
- Batista-Tamayo, L. M., González de Zayas, R., Zúñiga-Ríos, A., Matos-Pupo, F., Hernández- Roque, L. y González-Alfonso, D. (2006) Atributos físicos del norte de la provincia de Ciego de Ávila. *Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del CIEC: CUJAE*.
- Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D. y Greve, T. (2004) *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. Copenhagen: The M&MS Project, 187 pp.
- Borum, J., Sand-Jensen, K., Binzer, T., Pedersen, O. y Greve, T. M. (2006) Oxygen movement in seagrasses. En: Larkum, A. W. D. *et al.* (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 255-270. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Imbert, D. y Louis, M. (1991) The effect of hurricane Hugo on the coastal environment of Guadeloupe Island (FWI). *Ann. Inst. Oceanogr.* 67: 5-33.
- Brock, V. E. (1954) A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management.* 3: 297-308.

- Buesa, R. J. (1974) Population and biological data on turtle grass (*Thalassia testudinum* König, 1805) on the northwestern Cuban shelf. *Aquaculture* 4. 207-226.
- Bustamante-López, C., Hernández-Fernández, L. y Pina-Amargós, F. (2016) Caracterización de los pastos marinos de Cayo Paredón Grande, norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba. *Revista investigaciones marinas*. 35: 74-90.
- Cabaço, S., Santos, R. y Duarte, C. M. (2008) The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuar. Coast. Shelf S.* 79: 354-366.
- Cabrera, R. (2002) Estructura y funcionamiento de las comunidades macrofitobentónicas en la Bahía de Nuevitás, costa nororiental de Cuba. In: *Centro de Investigaciones Marinas*. La Habana: Universidad de la Habana.
- Calem, J. A. y Pierce, J. W. (1993) *Distributional control of seagrasses by light availability, Twin Cays, Belize, Central America*. 1-13 pp.
- Cardoso, P. G., Pardal, M. A., Lillebo, A. I., Ferreira, S. M., Raffaelli, D. y Marques, J. C. (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Exp. Mar. Biol. Ecol.* 302: 233–248.
- Castillo-Torres, P. A. (2002) Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos, del Caribe Colombiano. In: *Facultad de Biología Marina*. Santa Marta, D. T. C. H: Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Claro, R. y García-Arteaga, J. P. (1994) Estructura de las comunidades de peces en los arrecifes del grupo insular Sabana- Camagüey, Cuba. *Avicenia*. 2: 83-107.
- Claro, R., García-Arteaga, J. P. y Cantelar-Ramos, K. (2000) Base de datos sobre la estructura de las comunidades de peces en los habitats de la plataforma cubana. In: *Parcial del Proyecto. Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del Archipiélago Sabana-Camagüey, Programa Nacional de Ciencia y Técnica Cambios Globales y Evolucion del Medio Ambiente Cubano*. Instituto de Oceanología y Agencia de Medio Ambiente.
- Claro, R. (2007) La biodiversidad marina de Cuba. La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología.
- Clero-Alonso, L. (2003) Evaluación del estado de salud de los pastos marinos al Norte de Ciego de Ávila. Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco: Proyecto PNUD/GEF.
- Clero-Alonso, L., Pina-Amargós, F., Hernández-Fernández, L., Martín-Blanco, F., Zúñiga-Ríos, D., Cowling S., Brady, A. K. y Caldwell, S. (2006) *Biota acuática del norte de la provincia de Ciego de Ávila*. Ecosistemas Costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales, Compilación por el XV Aniversario del CIEC. CITMA.
- Cobián, D., Perera, S., Pérez, A., Aguilar, S., Álvarez, A., Hernández, Z., Espinosa, L., Salvat, H., Alcalá, A., Ezquivel, M. y Hernández, L. (2013) Caracterización de los ecosistemas costeros al norte del Área Protegida de Recursos Manejados Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Mar. Cost.* 5: 37-55.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, V., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387.
- Cruz-Palacios, V. y van Tussenbroek, B. (2005) Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 324: 44–60.
- Dawes, C. (1986) *Botánica marina*. Limusa, México, 563 pp.
- den Hartog, C. (1970) *The seagrasses of the World*. North Holland Pub. Co., Amsterdam, 275 pp.
- den Hartog, C. y Phillips, R. C. (2001) Common structures and properties of seagrasses beds fringing the coasts of the world. En: Reise, K. (ed.). *Ecological comparisons of sedimentary shores*. pp. 195-212. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

- den Hartog, C. y Kuo, J. (2006) Taxonomy and biogeography of seagrasses. En: Larkum, A. W. D. *et al.* (eds.). *Seagrass: biology, ecology and conservation*. pp. 1-23: Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Díaz, L., Barrios, M. y Gómez-López, D. I. (2003) *Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico*. Santa Marta, Colombia: INVEMAR. Serie Publicaciones Especiales., 81-111 pp.
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., Verdelhos, T., Raffaelli, D. y Pardal, M. A. (2007) Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 576-585.
- Duarte, C. M. y Sand-Jensen, K. (1990) Seagrass colonization: biomass development and shoot demography in *Cymodocea nodosa* patches. *Marine Ecology Progress Series*. 67: 97-103.
- Duarte, C. M. (1991a) Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*. 77: 289-300.
- Duarte, C. M. (1991b) Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.* 40: 363-377.
- Duarte, C. M., Merino, M. y Gallegos, M. (1995) Evidence of iron deficiency in seagrasses growing above carbonate sediments. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1153-1158.
- Duarte, C. M. (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250.
- Duarte, C. M. (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*. 29: 192-206.
- Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Krause-Jensen, D. y Olesen, B. (2006) Dynamics of seagrass stability and change. En: Larkum, A. W. D. *et al.* (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 271-294. Dordrecht, The Netherlands, Springer.
- Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J. y Carruthers, T. J. B. (2008) The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries & Coasts*. 31: 233-238.
- Enríquez, S., Marbà, N., Duarte, C. M., van Tussenbroek, B. I. y Reyes-Zavala, G. (2001) Effects of seagrass *Thalassia testudinum* on sediment redox. *Mar. Ecol.* 219: 149-158.
- Enríquez, S. y Pantoja-Reyes, N. I. (2005) Form-function analysis of the effect of canopy morphology on leaf self-shading in the seagrass *Thalassia testudinum*. *Oecologia*. 145: 235-243.
- Espinosa, J., Alcolado, P. M., Jiménez, C., Ibarzábal, D., Martínez, J. C., del Valle, R., Martínez, N., Hernández, A., Abreu, M., Vega, L., Ramírez, E. y González, J. (1990) Ecología Marina. En: Fernández, L. *et al.* (eds.). *Estudios de los grupos insulares y zonas litorales del Archipiélago Cubano con fines turísticos*. pp. 101- 112. La Habana: Editorial Científico Técnica.
- Fernández, M. D., Llanio, M., Arteaga, F., Dajas, F., Echeverry, C. M. F. I. H., Cabrera, B., Rodríguez, M., Valdés, O., Aneiros, A., Abad, M. J. y Bermejo, P. (2004) *Thalassia testudinum*: Propiedades anti-inflamatoria-analgésica y antioxidante de su extracto. *Rev. Cub. Farmac.* 38.
- Fourqurean, J. W., Powell, G. V. N., Kenworthy, W. J. y Zieman, J. C. (1995) The effects of long-term manipulation of nutrient supply on competition between the seagrasses *T. testudinum* and *H. wrightii* in Florida Bay. *Oikos*. 72: 349-358.
- Gacia, E. (1999) Leaf dynamics and shoot production of the seagrass *Thalassia testudinum* in the Indian River Lagoon (Florida). *Botanica Marina*. 42: 97-102.
- Gacia, E., Littler, M. M. y Littler, D. S. (1999) An experimental test of the capacity of food web interactions (fish-epiphytes-seagrasses) to offset the negative consequences of eutrophication on seagrass communities. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48: 757-766.
- Gallegos, M. E. (1995) Dinámica de poblaciones y crecimiento de los pastos marinos caribeños *Thalassia testudinum* Banks ex König, *Syringodium filiforme* Kütz. y *Halodule wrightii* Ascherson. In: *Facultad de Ciencias*. División de Estudios de Postgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.

- González, R. B. y Formoso, M. (1982) Valor de la producción primaria de la *Thalassia testudinum* König, 1805 en la Ensenada de la Broa, Cuba. *Rev. Cub. Invest. Pesq.* 7: 24-37.
- Guimaraes, M., Zúñiga, A., Pina, F. y Matos, F. (2013) Efectos del Huracán Paloma sobre los pastos marinos del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Biol. Trop.* 61.
- Harlin, M. M. y Thorne-Miller, B. (1981) Nutrient enrichment of sea grass beds in a Rhode Island coastal lagoon. *Mar. Biol.* 65: 221–229.
- Hemminga, M. A. y Duarte, C. M. (2000) *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, 298 pp.
- Hernández-Albernas, J. I. y Borges-Casas, C. C. (2017) Primer registro de la angiosperma marina *Halophila ovalis* en las Antillas Mayores. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88: 988-991.
- Hernández-Fernández, L., Olivera, Y., González-De Zayas, R., Salvat-Torres, H., Guimaraes- Bermejo, M., Ventura Díaz, Y. y Pina-Amargós, F. (2013) Caracterización fisicoquímica e inventario de especies del Gran Banco de Buena Esperanza, golfo de Guacanayabo, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 33.
- Hernández-Zanuy, A., Lorenzo, S., Esquivel, M., Guerra, R. y Sosa, M. (2008) Evaluación de las posibles afectaciones del Cambio Climático a la Biodiversidad Marina y Costera de Cuba, Caso de Estudio No. 4: El cambio climático y la interconexión tierra-mar en la costa SW de Cuba: Tramo costero desde la Coloma hasta Mayabeque. Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba.
- Hernández Fernández, L., Zadiérik- Hernández, O., Fajardo- Conde, G., Bustamante- López, C., Dulce - Sotolongo, L. B. y González de Zayas, R. (2017) Estado de ecosistemas marinos en Punta de Maisí, Guantánamo, Cuba. pp. 18.
- Holmer, M., Duarte, C. M. y Marbà, N. (2005) Iron additions reduce sulphate reduction rates and improve seagrass growth on organic-enriched carbonate sediments. *Ecosystems*. 8: 721-730.
- IPCC (2007) Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Jiménez, C. y Alcolado, P. M. (1989) Comportamiento estacional de la biomasa vegetal en un seibadal de Cuba. *Acta Botánica Cubana*. 71: 1 - 10.
- Jiménez, C. (1990) Macroalgas y fanerógamas marinas de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. En: Alcolado, P. M. (ed.). *El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó*. pp. 14-17. La Habana: Editorial Academia.
- Koch, M. S. y Erskine, J. M. (2001) Sulphide as a phytotoxin to the tropical seagrass *Thalassia testudinum*: interactions with light, salinity and temperature. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 266: 81-95.
- Kuo, J. y den Hartog, C. (2006) Seagrass morphology, anatomy and ultrastructure. En: Larkum, A. W. D. et al. (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 51-87. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Larkum, A. W. D., Drew, E. A. y Ralph, P. J. (2006) Photosynthesis and metabolism in seagrasses at the cellular level. En: Larkum, A. W. D. et al. (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 323-345. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Llanio, M., Fernández, M. D., Concepción, A. R., Mustelier, E. y Cabrera, B. (1998) Pesquisaje de propiedades antiinflamatorias y analgésicas en extractos de origen marino de Cuba. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*. 3: 69 - 71.
- Macauley, J., M., Clark, J. D. y Price, A. (1988) Seasonal changes in the standing crop and chlorophyll content of *Thalassia testudinum* Banks ex König and its epiphytes in the northern gulf of Mexico. *Aquat. Bot.* 31: 277-287.
- Marbà, N., Gallegos, M. E., Merino, M. y Duarte, C. M. (1994) Vertical growth of *Thalassia testudinum*: seasonal and interannual variability. *Aquat. Bot.* 47: 1-11.
- Marbà, N. y Duarte, C. M. (1998) Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*. 174: 269-280.

- Marbà, N., Holmer, M., Gacia, E. y Barrón, C. (2006) Seagrass beds and coastal biogeochemistry. En: Larkum, A. W. D. *et al.* (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 135-157. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, The Netherlands.
- Marbà, N. y Duarte, C. M. (1994) Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 107: 307-311.
- Martínez-Daranas, B. (2002) Variaciones morfológicas de *Halodule wrightii* Ascherson (*Cymodoceaceae*) en Cuba. *Oceánides*. 17: 93-101.
- Martínez-Daranas, B., Hernández-González, M., Esquivel-Céspedes, M., Perdomo, M. E., Clero-Alonso, L., Zúñiga-Ríos, D., Díaz-Larrea, J., Cano-Mallo, M., Areces-Mallea, A. y Sánchez, R. (2007) Avances en conocimiento de la flora y la fauna del Ecosistema Sabana-Camagüey. En: Alcolado, P. M. *et al.* (eds.). *Ecosistema Sabana-Camagüey: Estado, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad*. La Habana: Editorial Academia.
- Martínez-Daranas, B., Jiménez, C. y Alcolado, P. M. (1996) Prospección del Macrofitobentos de los fondos blandos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*. 4/5: 77-88.
- Martínez-Daranas, B., Alcolado, P. M. y Duarte, C. M. (2005a) Leaf production and shoot dynamics of *Thalassia testudinum* by a direct census method. *Elsevier*. 81.
- Martínez-Daranas, B., Cabrera, R. y Pina-Amargós, F. (2005b) Variaciones espacio-temporales de las macroalgas asociadas y epífitas de *Thalassia testudinum* Banks ex König, en la Bahía de Nuevitás, Cuba. En II Congreso de Ficología de Latinoamérica y el Caribe y V Reunión Iberoamericana de Ficología, Ficología 2005, La Habana, Cuba.
- Martínez-Daranas, B., Cano, M., Díaz-Larrea, J., Pérez, D. M., Esquivel, M. y Hernández, M. (2005c) Estado de conservación de los pastos marinos del Golfo de Batabanó. Informe parcial del Proyecto Hacia el uso sostenible del Golfo de Batabanó: Análisis de sistemas y modelación de escenarios. Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba.
- Martínez-Daranas, B. (2007) Características y estado de conservación de los pastos marinos en áreas de interés del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. In: *Facultad de Biología*. Ciudad de La Habana, Cuba: Universidad de La Habana.
- Martínez-Daranas, B., Cano-Mallo, M., Perdomo, M. E., Clero-Alonso, L., Díaz-Larrea, J., Guimaraes, M., Zúñiga-Ríos, D., Alcolado, P. M., Duarte-Quesada, C. y Siret, S. (2007) Estado de los ecosistemas marinos y costeros, y algunas características ambientales y tendencias. Estado de los pastos marinos. En: Alcolado, P. M. *et al.* (eds.). *Ecosistema Sabana-Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenibles de la biodiversidad* pp. 51-56. La Habana, Cuba.
- Martínez-Daranas, B., Cano Mallo, M. y Clero-Alonso, L. (2009) Los pastos marinos de Cuba: estado de conservación y manejo. *Serie Oceanológica*. 5: 24-44.
- Martínez-Daranas, B. (2010) Los pastos marinos de Cuba y el cambio climático. En: Hernández-Zanuy, A. y Alcolado, P. M. (eds.). *La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I*. pp. 49-60. La Habana, Cuba: Memorias del Primer Taller de la Red Cyted Biodivmar.
- Martínez-Daranas, B., Hernández-Ávila, A. y Valdez-Pérez, A. (2014) Ecosistemas Prioritarios. Resultados del programa de pastos marinos. En: Hernández-Ávila, A. (ed.). *Estado actual de la Biodiversidad Marina Costera, en la región de los archipiélagos del sur de Cuba*. La Habana, Cuba: Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.
- Martínez-Daranas, B. y Suárez, A. M. (2015) Principales resultados en investigaciones del fitobentos marino cubano desde el CIM-UH (1970-2015). *Revista investigaciones marinas*. 35: 1-23.

- Martínez-Daranas, B., Esquivel, M., Díaz, J., Hernández, M., Cano, M., Pérez, D. M. y Areces, A. J. (2003) Inventario del macrofitobentos en los fondos blandos al norte de Matanzas, Cuba. *Hidrobiológica*. 13: 299-308.
- Matos, F. (2017) Informe de Evaluación del Impacto Ambiental de Desastre provocado por Irma (Huracán de Gran Intensidad) en la provincia Ciego de Ávila. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Delegación Provincial de Ciego de Ávila.
- McNeill, S. E. y Bell, J. D. (1992) Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of Posidonia seagrass. *Estuaries* 15. 3: 360-367.
- Montague, J. R., Carballo, J. L., Llamas, W. P., Sánchez, J. A., Levine, E. R., Chacken, M., . y Aguinaga, J. A. (1995) Population ecology of the sea urchin *Lytechinus variegatus* in relation to seagrass diversity at two sites in Biscayne Bay Pre- and Post- hurricane Andrew (1989-1992). *Fla. Sci.* 58: 234-246.
- Moreira, C. N., Banys, V. L., Pinto, A. S., Franco, L. A. d. S., Haragushi, M. y Fioravanti, M. C. S. (2009) Bovine cattle fed *Brachiaria* and *Andropogon* grass: performance, evaluation of the amount of spores of the *Pithomyces chartarum* fungus and saponine amounts. *Ciência Anim. Bras.* 10
- Mukai, H. (1993) Biogeography of the tropical seagrasses in the Western Pacific. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*. 44: 1-17.
- Mumby, P. J., Foster, N. L. y Gynn-Fahy, E. A. (2005) Patch dynamics of coral reef macroalgae under chronic and acute disturbance. *Coral Reefs*. 24: 681-692.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., DeYoung, C., Fonseca, L. y Grimsditch, G. (2009) Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. Birkeland Trykkeri AS, Norway, pp. 78
- Onuf, C. P., Phillips, R. C., Moncreiff, C. A., Raz-Guzmán, A. y Herrera-Silveira, J. A. (2003) The seagrasses of the Gulf of Mexico. En: Green, E. P. y S., F. T. (ed.). *World Atlas of Seagrasses. UNEP- World Conservation Monitoring Centre*. pp. 224-233. University of California Press, Berkeley, USA.
- Orth, R. J., Harwell, M. C. y Inglis, G. J. (2006) *Ecology of seagrass beds seeds and dispersal strategies*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 111-133 pp.
- Patriquin, D. (1973) Estimation of growth rate, production and age of the marine angiosperm *Thalassia testudinum* König. *Caribb. J. Sci.* 13: 111-123.
- Phillips, R. C. y Meñez, E. G. (1988) *Seagrasses*. Washington DC: Smithsonian Institution: Smithsonian Contrib.
- Piñeiro, O. y Dumas, D. (2010) Distribución espacial de la densidad de *Thalassia testudinum* en un perfil en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Ocean Docs*.
- Quammen, M. L. y Onuf, C. P. (1993) Laguna Madre: Seagrass changes continue decades after salinity reduction. *Estuaries* 16: 302-310.
- Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M. C., Navas-Camacho, R., Vega-Sequeda, J., Olaya, J., Duque, G., Garzón-Ferreira, J., Zapata, F. y Orozco, C. (2005) Estado de los Ecosistemas Marinos y Costeros. En: Narváez, J. C. (ed.). *Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia*. pp. 71-134. Santa Marta, Colombia: INVEMAR.
- Rodríguez, R. W., Webb, R. M. T. y Bush, D. M. (1994) Another look at the impact of Hurricane Hugo on the shelf and coastal resources of Puerto Rico, U.S.A. *J. Coast Res.* 10: 278-296.
- Romero, J., Lee, K.-S., Pérez, M., Mateo, M. A. y Alcoverro, T. (2006) Nutrient dynamics in seagrass ecosystems. En: Larkum, A. W. D. et al. (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 227-254. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Ruiz-zárate, M., Espinosa-Avalos, J., Carricart-Ganivet, J. P. y Fragoso, D. (2000) Relationships between *Manicina areolata* (Cnidaria: Scleractinia), *Thalassia testudinum* (Anthophyta) and *Neogoniolithon* sp. (Rhodophyta). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 206: 135-146.

- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I. y Connolly, R. M. (2014) True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics.
- Short, F. T., Coles, R. G. y Pergent-Martini, C. (2001) Global seagrass distribution. En: Short, F. y Coles, R. (eds.). *Global Seagrass Research Methods*. pp. 5-30. Elsevier Science B.V, Amsterdam.
- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F. y Green, E. (2003) The distribution and status of seagrasses. *World atlas of seagrasses*. pp. 5-26. University of California Press, Berkeley, USA: UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- StatSoft, I. (2004) STATISTICA (data analysis software system), version 7.0 www.statsoft.com.
- Suárez, A. M. (1989) Ecología del macrofitobentos de la plataforma de Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 10: 187-206.
- Suárez, A. M. y la Rosa, P. (1990) Fitobentos de la cayería de Bocas de Alonso, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 11: 93-99.
- Suárez, A. M. (2005) Lista de las macroalgas marinas cubanas. *Rev. Invest. Mar.* 26: 93-148.
- Terrados, J., Duarte, C. M., Kamp-Nielsen, L., Agawin, N. R. S., Gacia, E., Lacap, C. D. A., Fortes, M. D., Borum, J., Lubanski, M. y Greve, T. (1999) Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquat. Bot.* 65: 175-197.
- Tomlinson, P. B. (1974) Vegetative morphology and meristem dependence- the foundation of productivity in seagrass. *Aquaculture*. 4: 107-130.
- Valdés-Montero, J. F., Casanueva-Ayala, R. y González-Baragaño, J. A. (2000) Diccionario Geográfico de Cuba. La Habana, Cuba: Oficina de Hidrografía y Geodesia. Comisión Nacional de Nombres Geográficos.
- van Tussenbroek, B. I. (1995) *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Mar. Biol.* 122: 33-40.
- van Tussenbroek, B. I., Vonk, J. A., Stapel, J., Erfteimeijer, P. L. A., Middelburg, J. J. y Zieman, J. C. (2006) The biology of *Thalassia*: Paradigms and recent advances in research. En: Larkum, A. W. D. et al. (eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 409-439. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Virnstein, R. W. y Morris, L. J. (1996) Seagrass preservation and restoration: A diagnostic plan for the Indian River Lagoon. Florida. USA.
- Virnstein, R. W. M. (1996) Seagrass preservation and restoration: A diagnostic plan for the Indian River Lagoon.
- Wood, S. (1995) Seagrass tells water quality story. In: *Fathom*.
- Worm, B. y Sommer, U. (2000) Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed–epiphyte–grazer system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 283–288.
- Zieman, J. C. (1975) Seasonal variation of turtle grass, *T. testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. *Aquat. Bot.* 1: 107-123.
- Zieman, J. C. (1982) The ecology of the seagrasses of south Florida: A community profile. Fish and Wildlife Services. U.S. Office of Biological Services: Washington, pp. 158.
- Zieman, J. C., Fourqurean, J. W. y Frankovich, A. A. (1999) Seagrass die-off in Florida Bay: long-term trends in abundance and growth of turtle grass *Thalassia testudinum*. *Estuaries*. 22: 460-470.