



Universidad Nacional Autónoma de México

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

**PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS ENSAMBLAJES DE
ESPONJAS MARINAS ASOCIADAS CON TRES ESPECIES DE PASTO
MARINO EN EL SUR DEL GOLFO DE MÉXICO**

T E S I S

**Que para optar por el grado de
Maestro en Ciencias del Mar y Limnología
(Biología Marina)**

PRESENTA:

Biól. Francisco Javier Hernández Peña

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Enrique Ávila Torres (ICMyL estación del Carmen, Camp.)

COMITÉ TUTORAL:

Dr. Juan José Luis Carballo Cenizo (ICMyL Mazatlán, Sin.)

Dr. José Antonio Cruz Barraza (ICMyL Mazatlán, Sin.)

Dra. Brigitta Ine Van Tussenbroek (ICMyL Puerto Morelos, Qroo.)

Dr. Francisco Xavier Chiappa Carrara (Ciencias UMDI Sisal, Yuc.)

Ciudad de México, octubre de 2018.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria:

Quiero dedicar este proyecto primeramente a Dios por dejarme cumplir un reto más en mi vida.

Y también a mi pareja Diego por ser tan paciente y esperarme tanto tiempo desde tan lejos y seguir apoyándome incondicionalmente. ¡¡Gracias, Te amo!!

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi madre por toda su motivación, enseñanzas y consejos que siempre me ha brindado, así como por el apoyo continuo e incondicional que siempre me ofrece, aun estando tan lejos.

Al Dr. Enrique Ávila por darme la oportunidad de ser parte de este proyecto y por brindarme su amistad y su guía hasta el término de mi tesis.

A los integrantes de mi comité de tesis, Dr. Juan José Luis Carballo Cenizo y José Antonio Cruz Barraza por la oportuna y acertada revisión a este trabajo. Así como al Dr. Francisco Xavier Chiappa Carrara y a la Dra. Brigitta Ine Van Tussenbroek, miembros del Jurado de tesis, por los aportes realizados a este trabajo.

A mis compañeros de laboratorio por haberme brindado su amistad y compañerismo durante mi estancia en la estación del Carmen.

A la UNAM, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Estación del Carmen, por haberme prestado sus instalaciones para poder pernoctar durante la estancia que estuve haciendo mi tesis. Y a los técnicos académicos de la estación Hernán Álvarez y Andrés Reda por su apoyo en los muestreos de campo.

A CONACYT por apoyarme con los recursos económicos para poder culminar con mis estudios de maestría.

INDICE

Índice de figuras.....	5
Índice de tablas.....	7
Índice de anexos.....	9
1. Resumen.....	10
2. Introducción.....	12
3. Antecedentes.....	15
3.1 Características general de las praderas de pastos marinos.....	15
3.2 Esponjas asociadas a praderas de pastos marinos.....	16
4. Objetivos.....	18
4.1 Objetivo general.....	18
4.2 Objetivos específicos.....	18
5. Metodología.....	19
5.1 Área de estudio.....	19
5.2 Caracterización de las praderas de pastos marinos.....	21
5.3 Parámetros ambientales.....	23
5.4 Abundancia, biomasa y riqueza de especies de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos.....	25
5.5 Índices ecológicos.....	26
5.6 Análisis de datos.....	28
6. Resultados.....	31
6.1 Caracterización ambiental de los sitios de muestreo.....	31
6.2 Características estructurales de las praderas de pasto marino.....	37
6.3 Abundancia, biomasa y riqueza de especies de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos.....	40
6.4 Índices ecológicos.....	44
6.5 Análisis multivariados.....	45
6.6 Correlaciones entre variables.....	54

7. Discusión.....	57
7.1 Riqueza, abundancia y biomasa de esponjas.....	57
7.2 Patrones de distribución de esponjas asociadas a praderas de pastos marinos y su relación con variables ambientales y características estructurales de las praderas.....	60
8. Conclusiones.....	67
9. Bibliografía.....	69
Anexos.....	80

ÍNDICE DE FIGURAS

- Fig. 1.** Ubicación de los sitios de muestreo en praderas de pastos marinos del litoral de Campeche. A) Ubicación de los sitios en la Laguna de Términos y B) en Champotón. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 20
- Fig. 2.** Tasa de sedimentación / resuspensión promedio en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar, (n = 4). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 32
- Fig. 3.** Proporción de los distintos tamaños de grano del sedimento superficial en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Amg = arena muy gruesa, Ag = arena gruesa, Am = arena media, Af = arena fina. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 33
- Fig. 4.** Tasa de disolución promedio de los cilindros de yeso en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar, (n = 5). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 34
- Fig. 5.** Promedio de sólidos disueltos totales en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar, (n = 3). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 35
- Fig. 6.** Promedio de la disponibilidad de la luz en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar, (n = 3). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón..... 36
- Fig. 7.** a) Altura de dosel, b) densidad (barra punteada, eje principal) y biomasa foliar promedio (barra sombreada, eje secundario) de los pastos marinos en los

sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar, (n = 4). Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	39
Fig. 8. Riqueza promedio de especies de esponjas en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación Estándar, (n = 3). Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	42
Fig. 9. a) Análisis de clasificación (Clúster) y b) Gráfico de escala multidimensional no métrica (nMDS) de la composición de especies de esponjas en los sitios de muestreo con los datos de abundancia. Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	46
Fig. 10. a) Análisis de clasificación (Clúster) y b) Gráfico de escala multidimensional no métrica (nMDS) de la composición de especies de esponjas en los sitios de muestreo con los datos de biomasa. Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	50
Fig. 11. Ordenación de los componentes principales (ACP) de los sitios de muestreo basado en los factores ambientales: altura del dosel = AD, densidad del pasto = DP, biomasa del pasto = BP, sólidos totales = ST, régimen hidrodinámico = Hidro, sedimentación/resuspensión = SR, granulometría = Gran, luminosidad = Lum, temperatura = Temp, salinidad = Sali, transparencia = Tran y profundidad = Prof. Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	54

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón.....	21
Tabla 2. Parámetros ambientales medidos en cada sitio de muestreo con el multiparámetro. Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . Los números 1 y 2 indican que son localidades de Laguna de Términos y el número 3 de Champotón.....	31
Tabla 3. Índice de Área Foliar (IAF) (m^2/m^2) de los pastos marinos en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Se indica la desviación estándar, ($n = 4$). Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	40
Tabla 4. Índices ecológicos de los sitios de muestreo (D = Riqueza de especies de Margalef, J' = Índice de Equitatividad de Pielou, H' = Índice de Diversidad de Shannon y Wiener con base log 2, λ = Índice de Dominancia de Simpson). Hw = <i>H. wrightii</i> , Sf = <i>S. filiforme</i> , Tt = <i>T. testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	44
Tabla 5. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de abundancia. AP = Abundancia promedio.....	47
Tabla 6. Resultados del análisis de porcentaje de disimilitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre cada uno de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de abundancia. AP = Abundancia promedio.....	48
Tabla 7. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de los grupos formados de	

la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de biomasa. BP = Biomasa promedio...	51
Tabla 8. Resultados del análisis de porcentaje de disimilitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre cada uno de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de biomasa. BP = Biomasa promedio.....	52
Tabla 9. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP). Se enlistan los factores ambientales con sus respectivos valores de Eigenectores de los componentes que contribuyeron más a la caracterización de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón.....	53
Tabla 10. Resultado del análisis BIO-ENV con datos de abundancia de las esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. IAF = Índice de área foliar, ST = sólidos totales, Hidro = régimen hidrodinámico, Lum = luminosidad, Temp = temperatura y Prof = profundidad.....	55
Tabla 11. Resultado del Análisis de BIO-ENV con datos de biomasa de las esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. AD = altura del dosel, BP = biomasa del pasto, IAF = índice de área foliar, SR = sedimentación/resuspensión, Lum = luminosidad, Temp = temperatura, Sali = salinidad y Prof = profundidad.....	56
Tabla 12. Datos de riqueza de especies (especies/m ²) y abundancia (individuos/m ²) de esponjas correspondientes a otros estudios realizados en praderas de pasto marino de diferentes regiones del mundo. *** = No hay datos.....	60

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla 1. Fechas y horas de las tomas de muestra de esponjas y pastos, así como de cada uno de los parámetros medidos en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. *** = No hay datos.....	80
Tabla 2. Especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino en las localidades de la Laguna de Términos y de Champotón. La forma encontrada para cada especie de esponja. I = Incrustante, M = Masiva, G = Globular, O = Ovoide, D = Digitada, P = Perforadora, MR = Masiva Ramificada, R = Reptante y C =Cojincillo. Y la ubicación encontrada de la esponja dentro de la pradera.....	81
Tabla 3. Abundancia promedio por m ² (± desviación estándar, n = 3) de cada una de las especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. (***) No se pudo obtener la abundancia). Hw = <i>Halodule wrightii</i> , Sf = <i>Syringodium filiforme</i> , Tt = <i>Thalassia testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	82
Tabla 4. Biomasa promedio por m ² (± desviación estándar, n = 3) de cada una de las especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. (***) No se pudo obtener la biomasa). Hw = <i>Halodule wrightii</i> , Sf = <i>Syringodium filiforme</i> , Tt = <i>Thalassia testudinum</i> . 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.....	83
Lamina 1. Esponjas marinas asociadas en las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. a) <i>Aplysilla glacialis</i> , b) <i>Chelonaplysilla cf. erecta</i> , c) <i>Axinella sp.</i> , d) <i>Chondrilla caribensis</i> , e) <i>Cinachyrella apion</i> , f) <i>Cliona varians</i> , g) <i>Haliclona implexiformis</i> , h) <i>Dysidea cf. variabilis</i> , i) <i>Haliclona caerulea</i> , j) <i>Dysidea etheria</i> , k) <i>Haliclona sp.</i> , l) <i>Haliclona chlorilla</i> , m) <i>Lyssodendoryx carolinensis</i> , n) <i>Lyssodendoryx isodyctialis</i> , o) <i>Mycale magnirhaphidifera</i> , p) <i>Mycale sp.</i> , q) <i>Mycale microsigmatosa</i> , r) <i>Halichondria melanadocia</i> , s) <i>Terpios cf. belindae</i> , t) <i>Stelletta cf. kallitetilla</i> , u) <i>Tedania ignis</i> , v) <i>Pione lampa</i> , w) <i>Tethya cf. actinia</i> y x) <i>Scopalina ruetzleri</i>	88

1. Resumen

Las esponjas constituyen uno de los grupos de macroinvertebrados sésiles más diversos y abundantes en los ecosistemas bentónicos litorales. Sin embargo, a pesar de la importante función ecológica que desempeñan en el ecosistema, han sido relativamente poco estudiadas en los hábitats de praderas de pastos marinos en comparación con otros hábitats como arrecifes de coral o fondos rocosos. Por lo tanto, el objetivo principal de este estudio fue determinar la riqueza específica, abundancia, biomasa y distribución espacial de las esponjas asociadas a praderas monoespecíficas de tres especies de pasto marino (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) en el litoral de Campeche. Este estudio se llevó a cabo en nueve sitios (tres de cada especie de pasto), de los cuales seis estuvieron ubicados en un ambiente estuarino (Laguna de Términos) y tres en un ambiente marino (cerca de Champotón). En cada sitio se midieron varios parámetros ambientales (régimen hidrodinámico, tasa de sedimentación/resuspensión, sólidos totales disueltos, transparencia, intensidad de la luz, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad, granulometría del sedimento superficial) así como algunas características estructurales de las praderas (densidad, biomasa húmeda, altura del dosel e índice de área foliar). Se identificaron un total de 24 especies de esponjas (20 en *S. filiforme*, 10 en *H. wrightii* y 6 en *T. testudinum*), siendo las praderas de *S. filiforme* las que tendieron a tener una mayor riqueza de especies y abundancia (con predominio de formas incrustantes) y las de *T. testudinum* donde se registró la mayor biomasa (con predominio de formas masivas-ramificadas). Al igual que en otros hábitats marinos, las comunidades de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos de este estudio estuvieron dominadas por unas pocas especies (< 3 especies), tanto en términos de abundancia como de biomasa. También se encontró que las praderas ubicadas en la Laguna de Términos y las de Champotón únicamente compartieron el 12.5% del total de especies. Los análisis de clasificación y ordenación (utilizando datos de abundancia y biomasa de las esponjas) mostraron agrupaciones de sitios con similar estructura de los ensamblajes de esponjas. Aunque estas agrupaciones no dependieron de la especie de pasto dominante, se determinó que la distribución espacial de las esponjas en las praderas de pastos marinos de este estudio se rige tanto por las diferencias en las condiciones ambientales como por las características físicas de cada pradera. El índice de área foliar, el régimen hidrodinámico y la temperatura fueron las variables que mejor explicaron la variabilidad espacial registrada en la abundancia de esponjas, mientras que para la biomasa de las esponjas fueron la tasa de sedimentación/resuspensión, intensidad lumínica, temperatura, profundidad y biomasa del pasto. Este estudio, contribuye al conocimiento de la biodiversidad y distribución de esponjas en hábitats de praderas de pastos marinos y es el primero que se realiza en praderas de *S. filiforme* y *H. wrightii*.

Abstract

Sponges are one of the most diverse and abundant groups of sessile macroinvertebrates in coastal benthic ecosystems. Nevertheless, despite their important ecological role, they have been relatively little studied in seagrass meadow habitats in comparison with other habitats like coral reefs or rocky bottoms. Therefore, the aim of this study was to determine the species richness, abundance, biomass and spatial distribution of sponges associated with monospecific meadows of three seagrass species (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* and *Halodule wrightii*) in the Campeche littoral. This study was carried out in nine sites (three for each seagrass specie), of which six were located in an estuarine environment (Laguna de Terminos) and three near in a marine environment (near of Champoton). In each site, various environmental parameters were measured (hydrodynamic regime, sedimentation/resuspension rate, total dissolved solids, transparency, light intensity, dissolved oxygen, temperature, salinity and surface sediment granulometry), as well as some structural features of the meadows (leaf density, wet biomass, canopy height and leaf area index). A total of 24 sponge species were identified (20 in *S. filiforme*, 10 in *H. wrightii* y 6 in *T. testudinum*); being the *S. filiforme* meadows those that tended to have higher diversity and abundance of sponges (with predominance of encrusting forms) and those of *T. testudinum* where the highest biomass was recorded (with predominance massive-branched forms). As in other marine habitats, the sponge communities associated with the seagrasses meadows of this study were dominated by a few species (< 3 species), both in terms of abundance and biomass. It was also found that the meadows located within the Laguna de Terminos and those of Champoton only shared 12.5% of the total species. The classification and ordination analyses (based on sponge abundance and biomass data) showed groups of sites with similar sponge assemblage structure. Although these groups did not depend on the dominant seagrass species, it was determined that the spatial distribution of sponges in the seagrass meadows of this study is governed by both the differences in the environmental conditions and the physical characteristics of each meadow. The leaf area index, hydrodynamism and temperature were the variables that best explain the spatial variability recorded in the sponge abundance, while for the sponge biomass were sedimentation/resuspension rate, light intensity, temperature, depth and seagrass biomass. This study, besides contributing to the knowledge of the biodiversity and distribution of seagrass-dwelling sponges, is also the first conducted in *S. filiforme* and *H. wrightii* meadows.

2. Introducción

Las esponjas (Phylum: Porifera) representan el filo más primitivo de los metazoarios (Seimiya et al., 1994). En los ecosistemas bentónicos marinos destacan por su relativamente alta abundancia y diversidad de especies, así como por desempeñar varias funciones (Bell, 2008; Wulff, 2012). Por ejemplo, pueden filtrar agua hasta 160 veces el volumen de su cuerpo por hora y pueden retener partículas en suspensión como materia orgánica particulada, bacterias, cianobacterias, diatomeas, microalgas y virus (Barnes et al., 2006).

Las esponjas también desempeñan un rol importante en el ciclo de nutrientes como el nitrógeno, carbono, sílice y fósforo, y a través de sus simbiontes fotosintéticos pueden contribuir de manera significativa a la productividad primaria neta, incluso, en sistemas oligotróficos (Bell, 2008; Colman, 2015; Zhang et al., 2015). Han sido consideradas como una fuente biodisponible de nutrientes para otros animales que se alimentan de ellas como peces, tortugas, equinodermos, poliquetos (Díaz & Ward, 1997; Wulff, 2006; Maldonado et al., 2012; Wulff, 2012). También, debido a su estructura tridimensional y presencia de múltiples poros y canales que se interconectan en su interior, pueden proveer de refugio y protección a diversos organismos marinos (Kaplan, 1982), ya sea de manera temporal o permanente (Erdman & Blake, 1987).

Estos invertebrados habitan desde la zona intermareal hasta la zona hadal (Rützler et al., 2007), en una gran diversidad de hábitats incluyendo fondos rocosos, arrecifes coralinos, raíces de mangle, mantos de macroalgas, fondos blandos (lodosos o arenosos), bancos de moluscos y en praderas de pastos marinos (Carrera-Parra & Vargas Hernández, 1996; Díaz & Rützler, 2001; Díaz et al., 2004; Barnes et al., 2006; Rützler et al., 2007). Sin embargo, a pesar de la importante función ecológica que desempeñan las esponjas, las praderas de pastos marinos son uno de los ambientes vegetales donde se tiene relativamente menos

conocimiento acerca de la ecología de estos organismos que ahí habitan en comparación con otros hábitats (Butler et al., 1995; Wulff, 2008; Wong & Vercaemer, 2012; Sivaleela et al., 2013; Ávila et al., 2015a; Archer et al., 2015; Ávila & Ortega-Bastida, 2015).

Los estudios realizados en las praderas de pastos marinos han contribuido con listados de especies, con aspectos de dinámica poblacional y de relaciones inter-específicas. Se ha mencionado al grupo de las esponjas como uno de los principales componentes de la comunidad de invertebrados sésiles (Barnes et al., 2006). No obstante, actualmente no hay estudios disponibles donde se compare la diversidad y abundancia de las esponjas asociadas a praderas de diferentes especies de pastos marinos, así como su posible relación con las características ambientales y físicas de la pradera.

Cabe señalar que tanto la distribución espacial de las diferentes especies de pastos marinos, como sus características morfométricas (longitud, anchura y densidad de las hojas, biomasa, etc.) pueden ser influenciadas por diversos factores ambientales como la disponibilidad de luz, nutrientes, características granulométricas del sustrato, exposición al oleaje, temperatura y salinidad, además de diversos factores biológicos tales como la herbivoría o competencia (Moore & Wetzel, 1988; Díaz et al., 2003; Hemminga & Duarte, 2004). Por lo tanto, es posible encontrar que la abundancia, biomasa y composición de especies de esponjas asociadas a praderas de pasto marino varíe entre una localidad a otra en función de las características estructurales de la pradera, la especie de pasto predominante y el ambiente (Ávila et al., 2015a). A través de estudios se ha confirmado que aspectos como la diversidad y abundancia de la macrofauna asociada a las praderas de pastos marinos varía en función de la complejidad del hábitat (Attrill et al., 2000; Jackson et al., 2006; González-Ortiz et al., 2014). Esto debido a que las praderas pueden proveer de alimento, sustrato y refugio a los organismos asociados.

Aunado a lo anterior, se considera imprescindible ampliar el conocimiento que se tiene sobre la diversidad, abundancia, biomasa y patrones de distribución de las esponjas marinas en las praderas de pastos marinos, no solo en costas mexicanas sino a nivel global, ya que en contraste con otros ecosistemas marinos, tales como los arrecifes de coral, las esponjas en las praderas de pastos marinos de la zona costera pueden estar expuestas a condiciones más extremas de salinidad, temperatura, sedimentación y a una mayor exposición a la desecación durante mareas bajas (Rützler et al., 2007). En el caso particular de las costas de Campeche, las especies de pasto marino que predominan son *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* (Ávila et al., 2015a). Aunque en algunas localidades las praderas son monoespecíficas en otras podemos encontrar a más de una especie en coexistencia. También, en algunas localidades donde se encuentran presentes las tres especies, se puede ver una marcada zonación, la cual aparentemente está asociada a los requerimientos ambientales de cada una.

El objetivo principal del presente proyecto es conocer los patrones de distribución espacial de las esponjas marinas asociadas a las praderas de tres de las especies de pasto marino más comunes en el sur del Golfo de México. Asimismo, determinar si la diversidad y abundancia de las esponjas marinas varía espacialmente con relación a los parámetros físico-químicos (tasa de sedimentación, características granulométricas del sedimento, régimen hidrodinámico, sólidos disueltos totales, intensidad de la luz, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) y/o con las características físicas de cada especie de pasto marino (densidad, biomasa, altura de dosel e índice de área foliar).

3. Antecedentes

3.1. Características generales de las praderas de pastos marinos

Las praderas de pastos marinos son ecosistemas formados por angiospermas sumergidas bajo el agua marina. Se encuentran en la línea de costa, sobre los fondos marinos templados y tropicales de todo el mundo, comúnmente entre los 2 y 3 m de profundidad, ya que su distribución se encuentra influenciada por la transparencia del agua (Moore & Wetzel, 1988). Los pastos marinos pueden ser muy tolerantes a altas temperaturas y salinidades, aunque no resisten altas profundidades por la disminución de la luz, ya que esto disminuye la actividad fotosintetizadora (Phillips & Meñez, 1988). Existen cerca de 72 especies de pastos marinos en todo el mundo (Short et al., 2011). En las costas del Atlántico mexicano se han encontrado 5 especies: *Halophila decipiens*, *Halophila engelmannii*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*, de las cuales, las últimas tres son las que se abordan en el presente estudio por ser las especies más comunes (Hemminga & Duarte, 2004).

Las praderas de pastos marinos constituyen uno de los ecosistemas más sobresalientes del mundo por su alta productividad (Odum, 1977) y debido a que protegen la línea de costa de la erosión (Hemminga & Duarte, 2004). También, poseen un gran potencial como áreas de crianza, alimentación y protección de numerosas especies (incluyendo especies de interés comercial) entre las que destacan crustáceos y peces (Hoese & Jones, 1963). Dado que el área cubierta por las praderas de pastos marinos constituye el 10% en las costas oceánicas de todo el mundo, cumplen una función como hábitat que es equivalente al de los arrecifes de coral, lechos de macroalgas y manglares (Hemminga & Duarte, 2004). Además, este ecosistema puede ser considerado como “especie fundadora” (Bruno & Bertness, 2001)

que define comunidades enteras, debido a que alteran las condiciones abióticas, lo que a su vez influye a los organismos que viven dentro y alrededor de éstos.

3.2. Esponjas asociadas a praderas de pastos marinos.

Entre las investigaciones que se han realizado sobre las esponjas asociadas a ecosistemas de pastos marinos incluyen aspectos como la diversidad y abundancia de las esponjas (Sivaleela et al., 2013) y las interacciones que establecen las esponjas con el pasto marino (Archer et al., 2015). Respecto a este último aspecto, se ha encontrado que algunas especies de esponjas (e.g. *Halichondria melanadocia* y *Lissodendoryx colombiensis*) se benefician al vivir en una pradera porque obtienen refugio contra la depredación, a cambio las esponjas proveen ciertos nutrientes (N y P) al pasto marino para su crecimiento (Wulff, 2006; Archer et al., 2015).

En México, los estudios enfocados en investigar la diversidad y abundancia de especies asociadas a pastos marinos han sido llevados a cabo principalmente en algunos grupos taxonómicos como los peces (Vargas-Maldonado & Yáñez-Arancibia, 1986) y crustáceos (Escobar-Briones & Soto, 1988). A pesar de que este tipo de hábitat es común y abarca grandes extensiones en las costas del Atlántico mexicano, todavía hay muy pocos estudios relacionados con las esponjas que habitan en las praderas de pastos marinos. En las costas de Campeche (Laguna de Términos), por ejemplo, recientemente se investigó la distribución espacial de los principales grupos de macroinvertebrados asociados a las praderas de pastos marinos, y se determinó que el grupo de los poríferos fue el segundo más importante en cuanto diversidad de especies (Ávila et al., 2015b). En otro estudio, se investigó la variabilidad espacio-temporal en la abundancia y biomasa de tres de las especies de esponjas (*Halichondria melanadocia*, *Haliclona implexiformis* y *Chondrilla caribensis*) más comunes en praderas de pastos marinos de la Laguna de Términos. La abundancia y biomasa de estas especies presentó una alta variabilidad a pequeña escala espacial y fue

más alta en los sitios con mayor régimen hidrodinámico y donde las partículas del sedimento superficial eran más gruesas (Ávila et al., 2015a). A través de análisis multivariados se determinó además que la proporción de partículas gruesas en el sedimento, en conjunto con otras variables como la densidad del pasto y la tasa de sedimentación/resuspensión fueron las variables que mejor explican la distribución de estas especies de esponjas dentro de esta pradera de pastos marinos (Ávila et al., 2015a).

4. Objetivos

4.1. Objetivo general

Evaluar los patrones de distribución, abundancia y riqueza de especies de esponjas asociadas a praderas de tres especies de pastos marinos en localidades del litoral de Campeche.

4.2. Objetivos específicos

1. Realizar un inventario taxonómico de las esponjas marinas asociadas a las praderas de tres especies de pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) comunes en el litoral de Campeche.
2. Determinar y comparar la riqueza de especies, abundancia y biomasa de las esponjas marinas entre las praderas de tres especies de pastos marinos.
3. Determinar las características físicas de las praderas (altura de dosel, densidad, biomasa del pasto e índice de área foliar) en las localidades donde se llevó a cabo la caracterización de la comunidad de esponjas.
4. Comparar los índices de diversidad de Shannon y Wiener y de dominancia de Simpson y el de equitatividad de Pielou con los datos obtenidos de las esponjas de las praderas de las tres especies de pastos marinos.
5. Determinar la posible influencia de parámetros físico-químicos (tasa de sedimentación, granulometría de sedimento superficial, régimen hidrodinámico, salinidad, temperatura, intensidad de la luz, oxígeno disuelto y sólidos totales disueltos) y de las características físicas de la pradera (altura de dosel, densidad, biomasa e índice de área foliar) en la riqueza de especies, abundancia y biomasa de las esponjas marinas asociadas a cada una de las praderas de pastos marinos.

5. Metodología

5.1. Área de estudio

El área de estudio está ubicada al sur del Golfo de México en la zona litoral del Estado de Campeche, donde es posible encontrar praderas de las tres especies de pastos marinos *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*. Se seleccionaron un total de nueve sitios de muestreo ubicados en dos localidades (tres sitios donde la especie de pasto dominante era *T. testudinum*, tres de *S. filiforme* y tres de *H. wrightii*) (Fig. 1 A). La primera localidad corresponde a la Laguna de Términos (ambiente estuarino) donde se ubicaron seis sitios (dos sitios para cada especie). La otra localidad corresponde a Champotón, donde fueron seleccionados otros tres sitios (un sitio para cada especie de pasto) (Fig. 1 B). Las coordenadas geográficas de cada sitio se muestran en la Tabla 1.

El clima predominante en esta región es del tipo Amw (García, 1973), esto es, clima cálido subhúmedo, isotermal, con lluvias en verano. Se presentan tres estaciones climáticas en la región: lluvias (junio a septiembre); "nortes" (octubre a febrero), así denominada por la dominancia de vientos y lluvias provenientes del norte; y secas (febrero a mayo). El promedio anual de precipitación es de 1,680 mm y la temperatura promedio del agua en la laguna varía de 27 a 33°C (Phleger & Ayala-Castañares, 1971). En el sistema estuarino de la Laguna de Términos, la salinidad es más alta en la parte este (hasta 37 ppm); pero en la zona sur y oeste, de mayor influencia fluvial, se han registrado salinidades de 10 ppm en la época de lluvias (Botello, 1978). En esta época se presenta un aporte adicional de sedimentos terrígenos y nutrientes como el amonio, el cual es transportado por la descarga de los ríos (Botello, 1978).

Fig. 1. Ubicación de los sitios de muestreo en praderas de pastos marinos del litoral de Campeche. A) Ubicación de los sitios en la Laguna de Términos y B) en Champotón. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

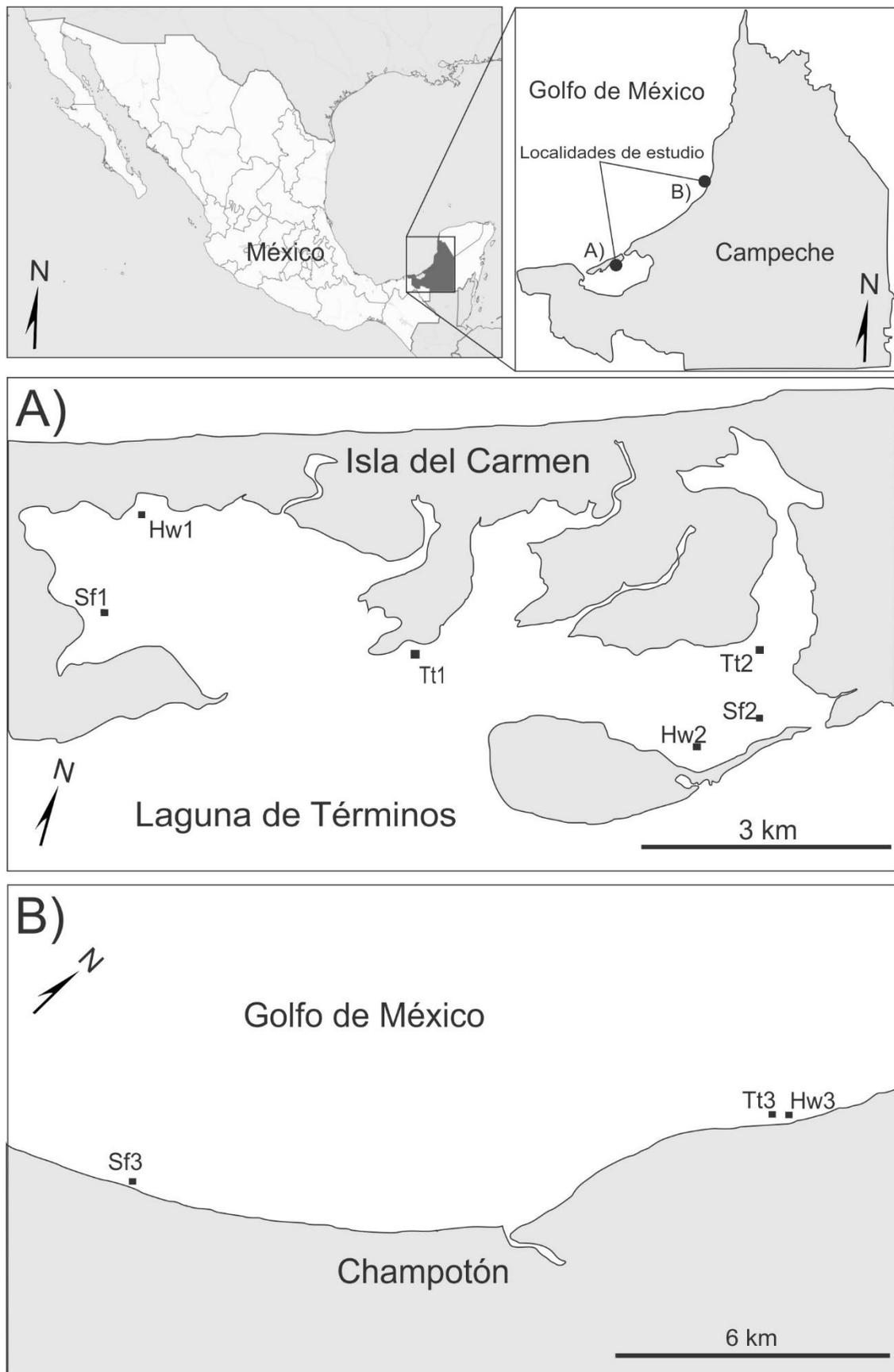


Tabla 1. Coordenadas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón.

Sitios	Coordenadas		Pasto marino	Ubicación
	Norte	Oeste		
Hw1	18° 44' 05.01"	91° 36' 44.65"	<i>H. wrightii</i>	Laguna Términos
Sf1	18° 43' 21.54"	91° 36' 45.07"	<i>S. filiforme</i>	Laguna Términos
Tt1	18° 43' 49.34"	91° 34' 32.84"	<i>T. testudinum</i>	Laguna Términos
Hw2	18° 43' 52.92"	91° 32' 26.77"	<i>H. wrightii</i>	Laguna Términos
Sf2	18° 44' 11.30"	91° 32' 05.68"	<i>S. filiforme</i>	Laguna Términos
Tt2	18° 44' 36.45"	91° 32' 14.55"	<i>T. testudinum</i>	Laguna Términos
Sf3	19° 17' 32.34"	90° 46' 24.89"	<i>S. filiforme</i>	Champotón
Hw3	19° 25' 26.80"	90° 42' 54.28"	<i>H. wrightii</i>	Champotón
Tt3	19° 25' 25.61"	90° 42' 55.12"	<i>T. testudinum</i>	Champotón

Debido a que este estudio fue solo de carácter espacial, durante la época de secas (entre los meses de abril y mayo) de esta región se llevó a cabo la caracterización ambiental y del hábitat así como las determinaciones de diversidad, abundancia y biomasa de las esponjas asociadas en cada uno de los sitios. Se eligió esta época del año debido a que es cuando las condiciones de oleaje y turbidez son menores, lo que permite realizar con mayor eficiencia los muestreos realizados mediante buceo libre.

5.2. Caracterización de las praderas de pastos marinos

Para la determinación de las características de las praderas, se extrajeron al azar cuatro núcleos de 20 cm de diámetro x 15 cm de profundidad en cada sitio. Las muestras obtenidas (pastos + sedimentos + fauna y flora asociada) fueron tamizadas en el campo con un tamiz con abertura de malla de 1.0 mm para eliminar el sedimento fino, y luego fueron introducidas en una bolsa de plástico debidamente etiquetada (e.g. fecha, localidad, sitio, profundidad, pasto dominante, número de núcleo). En el laboratorio, los organismos asociados y sedimentos fueron separados del pasto. Una vez separado el pasto, se determinó el promedio (\pm desviación estándar) de la densidad (contando el número de hojas por m²), de la altura del dosel (midiendo con una regla la longitud de las hojas más largas por haz, cm)

y de la biomasa húmeda del tejido foliar (pesando por medio de una balanza digital las hojas; g de peso húmedo por m²) (Ávila et al., 2015 a, b).

También, se realizó una estimación del Índice de Área Foliar (IAF), en este caso para tener una idea del área disponible como sustrato para la fijación de propágulos de las esponjas (ya sea larvas o fragmentos). Para las praderas de *T. testudinum* y *H. wrightii* se utilizó la siguiente fórmula:

$$IAF = [(L * A) * C] * D$$

Donde:

L = Longitud promedio de las hojas.

A = Ancho promedio de las hojas.

C = Caras de las hojas*.

D = Densidad de hojas por m².

*En este estudio fueron consideradas las dos caras de las hojas debido a que los propágulos de las esponjas pueden adherirse a ambos lados.

Para el caso de *S. filiforme*, cuya forma de hoja es cilíndrica, el IAF se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$IAF = [(2 * \pi * r) * L] * D$$

Donde:

L = Longitud promedio de las hojas.

r = Radio.

D = Densidad de hojas por m^2 .

5.3. Parámetros ambientales

Los parámetros ambientales que fueron medidos en cada sitio fueron los siguientes: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, disponibilidad de la luz, tasa de sedimentación/resuspensión, granulometría del sedimento superficial y el movimiento del agua (régimen hidrodinámico). Estos parámetros se midieron cerca del fondo (a 20 cm aproximadamente). También fue determinada la transparencia de la columna de agua y se obtuvieron muestras de agua para determinar la materia orgánica suspendida.

La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto fueron medidos puntualmente con un sensor multiparámetro (YSI 556, pro DSS). La intensidad de la luz (lux) fue medida (en días despejados), usando un sensor de luz (HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger), el cual fue simultáneamente colocado en cada uno de los sitios a 20 cm del fondo, por medio de estacas de madera. El sensor permaneció en el lugar por 3 días con mediciones de luz (lux) cada media hora. Se obtuvo la suma de la intensidad lumínica recibida durante el día (7:00 – 19:00 horas) y posteriormente se calculó un promedio (\pm SD) de la luminosidad recibida durante los tres días para cada sitio.

Para la determinación de la tasa de sedimentación/resuspensión se fijaron verticalmente (en tubos de PVC de $\frac{1}{2}$ ") cuatro recipientes de plástico de 500 mL de capacidad, con una abertura de 2.2 cm de diámetro (D), altura de 23 cm (H) y una relación H: D de 10 (Blomquist & Kofoed, 1981). Los recipientes fueron colocados a una altura de 20 cm desde el fondo. Posteriormente, fueron retirados y el material fue lavado con agua dulce antes de ser secado en una estufa a 60°C durante 48 horas. A partir del peso seco del sedimento y el tiempo de permanencia en el mar se calculó la tasa de sedimentación, la cual incluye material producto de la resuspensión del fondo debido a la influencia que tiene la corriente en zonas de poca

profundidad. Por tal motivo, el parámetro calculado fue expresado como tasa de sedimentación/resuspensión en $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (Carballo et al., 2006).

Para determinar la proporción (%) de los tamaños de grano del sedimento superficial, en cada localidad fueron obtenidas 5 muestras de sedimento para realizar una caracterización granulométrica utilizando tamices de distinta apertura de malla (mm), siguiendo los criterios establecidos por Inman (1952) y Folk (1965); donde: Amg = arena muy gruesa > 2.00 mm, Ag = arena gruesa > 0.84 mm, Am = arena media > 0.42 mm, Af = arena fina < 0.42 mm. Las muestras se tomaron con un nucleador de acrílico de 10 cm de diámetro x 10 de profundidad. Para determinar la composición del sedimento se empleó el criterio de Inman (1952), el cual consiste en un análisis visual que solo incluye la clasificación entre materiales clásticos y bioclásticos, utilizando un microscopio estereoscópico (Ávila & Carballo, 2004).

El régimen hidrodinámico (o movimiento del agua) fue calculado con base en la pérdida de peso (g) de cilindros de yeso provocado por el movimiento del agua durante un periodo de tiempo determinado. En cada sitio se colocó cinco cilindros de yeso de 5 cm de diámetro previamente pesados (peso seco, g), ancladas a soportes verticales de PVC con un alambre de acero inoxidable de 2 mm de grosor, a una altura aproximada de 20 cm del fondo. Después de una semana fueron retiradas para luego ser secadas nuevamente en una estufa a 60°C por 48 h para obtener el peso seco. Con base a la pérdida de peso, producto de la disolución del material, se pudo calcular el porcentaje promedio de desgaste que ocurre en los cilindros en cada sitio y fue expresado como la tasa de disolución promedio (% de disolución día^{-1}) (Guichard & Bourget, 1998). Se ha mencionado que la disminución de la masa de los cilindros producto del desgaste está linealmente relacionada con la velocidad del agua (Muus, 1968; Komatsu & Kawai, 1992; Maldonado & Young, 1996) aunque no con la dirección de la corriente.

La transparencia de la columna de agua en cada sitio fue medida horizontalmente con un disco de Secchi (m^{-1}), debido a las bajas profundidades que había en los sitios de muestreo. También fueron obtenidas muestras de agua con un muestreador de agua Van Dorn para analizar la concentración de sólidos disueltos totales (como indicador de áreas con mayor disponibilidad de alimento para las esponjas), ya que esto puede influir en la distribución espacial de las esponjas. La determinación de sólidos disueltos totales (mg por litro) se realizó mediante el filtrado (con filtros de fibra de vidrio de 1.5 micras de retención) de un volumen conocido de agua y secado a $60^{\circ}C$ en una estufa por 72 horas (Strickland & Parsons, 1960). Posteriormente se utilizó la siguiente fórmula para determinar la concentración de sólidos disueltos totales:

$$SDT \frac{mg}{L} = \frac{\left(g_{\text{filtrar}}^{\text{despues}} - g_{\text{filtrar}}^{\text{antes}} \right) \left(1000 \frac{mg}{g} \right)}{L_{\text{agua}}^{\text{muestra}}}$$

La fecha y hora en que se midió cada parámetro ambiental y periodo de muestreo en cada sitio de muestreo se muestran en la Tabla 1 de la sección de Anexos.

5.4. Abundancia, biomasa y riqueza de especies de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos

La riqueza de especies, abundancia y biomasa de las esponjas dentro de la pradera fue determinada en los nueve sitios de muestreo arriba mencionados (tres de *T. testudinum*, tres de *S. filiforme* y tres de *H. wrightii*). En cada sitio, se colocaron tres transectos (réplicas) de banda de 20 m de longitud por 1 m de ancho (abarcando una superficie de 20 m² por transecto y de 60 m² por sitio) perpendiculares a la línea de costa. En cada transecto se hizo un recorrido mediante buceo con snorkel o buceo autónomo, con el fin de recolectar todas las esponjas que estuviesen presentes, para luego ser transportadas cuidadosamente hasta

la embarcación en recipientes de plástico con agua de mar. En la embarcación, los individuos fueron separados por especie (considerando sus características externas: morfología, color y textura), se cuantificaron y se pesaron por medio de una balanza suspendida (g de peso húmedo) y posteriormente fueron devueltos a la misma pradera donde habían sido extraídos. Con los datos obtenidos de cada sitio se pudo calcular el promedio (\pm desviación estándar) de la abundancia (número de individuos por m^2), de la biomasa (g de peso húmedo por m^2) y de la riqueza de especies (número de especies por $20 m^2$). También se obtuvo la riqueza total por sitio (número de especies por $60 m^2$) (Ávila et al., 2015 a, b).

Durante la cuantificación y pesaje de las esponjas se utilizó un nombre provisional a aquellas especies de esponja que no habían sido identificadas previamente. También se procuró resguardar un espécimen de cada una de las esponjas diferentes, para que posteriormente fuese corroborada su identidad y/o poder identificarlas hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando guías de identificación disponibles y literatura regional sobre taxonomía de este grupo (Hooper & Van Soest, 2002). La forma de las esponjas también fue registrada siguiendo la nomenclatura de las formas de las esponjas propuestas por Boury-Esnault y Rützler (1997).

5.5. Índices ecológicos

Este tipo de índices resumen, mediante un valor o coeficiente, la estructura de cada una de los sitios/muestras, y permite una primera comparación entre ellas. Para este estudio se calcularon mediante el paquete de software PRIMER v6 (PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK), los índices de diversidad de Shannon y Wiener, el de dominancia de Simpson, así como la riqueza de especies y el índice de equitatividad de Pielou (Zar, 2010).

El índice de diversidad de Shannon y Wiener (H'), es una medida de heterogeneidad, basada en el número de especies y en la distribución de individuos de dichas especies. Es

expresado con un número positivo que varía entre 0.5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; donde los valores inferiores a 2 se consideran bajos llegando a ser homólogos a desiertos y los valores superiores a 3 son altos pudiéndose comparar con los ecosistemas de arrecifes coralinos y selvas tropicales. Su fórmula para calcularla es la siguiente:

$$H' = -\sum_{i=1}^S [P_i * \log_2(P_i)]$$

Donde:

S = No. total de especies

P_i = Proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total
(n_i/N)

El índice de dominancia de Simpson (λ) está basado en el principio de que un sistema es más diverso cuando ninguna de las especies componentes puede ser considerada más dominante que cualquiera de las otras especies. Para calcularlo su fórmula es la siguiente:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S (P_i^2)$$

Donde:

S = Riqueza de especies

P_i = Proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total
(n_i/N)

La riqueza de especies de Margalef (d) se basa en la relación entre el número total de especies y el número total de individuos observados en un tamaño de muestra determinado. Su fórmula para calcularlo es la siguiente:

$$d = \frac{(S - 1)}{\log(N)}$$

Donde:

S = Riqueza de especies

N = Total de individuos

El índice de equitatividad de Pielou (J') indica que tan uniformes están representadas las especies dentro de una comunidad. Para poder calcularlo su fórmula es la siguiente:

$$J' = \frac{H'}{\log_2(S)}$$

Donde:

H' = Índice de Shannon - Wiener

S = Riqueza de especies

5.6. Análisis de datos

Para comprobar si los datos de las variables ambientales y biológicas cumplían con los criterios de normalidad y homocedasticidad se utilizaron las pruebas de Shapiro-Wilk y de Levene, respectivamente. Debido a que ninguna de las variables cumplía con ambos criterios se decidió realizar un análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar si la diversidad de esponjas variaba significativamente entre las praderas de las diferentes especies de pastos marinos. Este mismo análisis fue realizado también para determinar si las variables físico-químicas y características de la pradera (altura de dosel, densidad, biomasa del pasto e índice de área foliar) varían significativamente entre localidades y entre las praderas constituidas por las diferentes especies de pasto. También se realizó el análisis *a posteriori* de HSD de Tukey, para determinar si las variables ecológicas, los parámetros físico-químicos y las características físicas de la pradera varían entre las localidades de una

misma especie de pasto marino (Sokal & Rohlf, 2003). Las correlaciones entre los parámetros comunitarios (abundancia, riqueza y biomasa) y los factores ambientales fueron determinadas mediante el coeficiente de rango de Spearman (r), también mediante un análisis de correlación múltiple. Todos estos análisis fueron realizados a través del programa IBM SPSS Statistics versión 21.

Los métodos multivariados que se realizaron para detectar si existe alguna variabilidad en la estructura de los ensamblajes de esponjas asociados a pasto marino entre los distintos sitios muestreados incluyen un análisis de clasificación (clúster) y un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (Clarke, 1993). Para ambos análisis, se usó una matriz de similitud de Bray-Curtis utilizando los datos de abundancia y de biomasa de las especies, previamente transformadas a la raíz cuadrada. La significancia estadística entre las agrupaciones que resultaron fue evaluada mediante el análisis de perfil de similitud (SIMPROF). Para explicar cuál fue la contribución de las especies/taxa a la diferenciación o similitud entre grupos fueron analizados con el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Estos métodos multivariados fueron realizados usando el paquete de software PRIMER v6 (PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK). Para evaluar cuales son las variables ambientales que caracterizan mejor las diferentes praderas y explican su variabilidad espacial se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Y por último se realizó un BIO-ENV para determinar cuál o cuáles son las variables ambientales que explican mejor el patrón de distribución de los ensamblajes de esponjas marinas utilizando el paquete de software PRIMER v6 (PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK). Cabe mencionar que para el ACP y el BIO-ENV no fueron tomados en cuenta los datos de oxígeno disuelto, ya que esta variable ambiental puede variar durante el día debido a los procesos de fotosíntesis y respiración que ocurren en las praderas de pasto marino.

También se utilizó el índice de Czekanowsky (Cz) para comparar la riqueza taxonómica de esponjas asociadas a las praderas de las tres especies de pasto marino (*T. testudinum*, *S. filiforme* y *H. wrightii*) y entre las praderas de las localidades de la Laguna de Términos y las de Champotón. Este índice se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$Cz = \left(\frac{2W}{A + B} \right) * 100$$

En donde W es el número de taxa compartidos entre las praderas A y B (Westinga & Hoetjes, 1981).

En el primer caso (comparar la riqueza taxonómica de esponjas entre las tres especies de pasto marino) se aplicó la fórmula de la siguiente manera:

1. A es el número total de taxa en las praderas de *T. testudinum* y B el número total de taxa de las praderas de *S. filiforme*.
2. A es el número total de taxa en las praderas de *S. filiforme* y B el número total de taxa de las praderas de *H. wrightii*.
3. A es el número total de taxa en las praderas de *H. wrightii* y B el número total de taxa de las praderas de *T. testudinum*.

En el segundo caso (comparar la riqueza taxonómica de esponjas entre las praderas de la Laguna de Términos y las de Champotón), A es el número total de taxa registrados en las praderas de la Laguna de Términos y B es el número total de taxa de las praderas de Champotón.

El índice Cz puede variar entre 0 y 100%, y cuando se obtiene un 100% significa que la riqueza taxonómica de esponjas en la situación A y B es idéntica (Dauer & Simon, 1975).

6. Resultados

6.1. Caracterización ambiental de los sitios de muestreo

La profundidad en los sitios de estudio varió entre 0.4 m y 1.5 m. En general, en la localidad de Champotón (Sf3, Hw3 y Tt3), los sitios tuvieron una profundidad relativamente mayor que en los sitios de la localidad de la Laguna de Términos (Hw1, Sf1, Tt1, Hw2, Sf2 y Tt2). Durante el periodo de estudio, la temperatura del agua fue similar en los nueve sitios, siendo la más alta en el sitio Sf3 (29.3°C) y la más baja en el sitio Sf1 (27.6°C). La salinidad varió entre 43.9 (Hw1) y 38.9 (Sf3) (Tabla 2).

El oxígeno disuelto fue mayor en el sitio Sf2 con 9.4 mg/L, y menor en el sitio Sf1 con 3.8 mg/L (Tabla 2), ambos dentro de la localidad de la Laguna de Términos. En cuanto a la transparencia del agua (medida de manera horizontal con el disco de Secchi), ésta fue mayor en el sitio Sf3 con 4 m y menor en el sitio Tt2 con 1.5 m (Tabla 2). Generalmente hubo mayor transparencia en los sitios de la localidad de Champotón. Estas variables fueron medidas entre las 10:00 y 13:00 horas en cada sitio de muestreo.

Tabla 2. Parámetros ambientales medidos en cada sitio de muestreo con el multiparámetro. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. Los números 1 y 2 indican que son localidades de Laguna de Términos y el número 3 de Champotón. En la temperatura se indica el valor mínimo y máximo registrado.

	Hw1	Sf1	Tt1	Hw2	Sf2	Tt2	Sf3	Hw3	Tt3
Temperatura	28.2/30.2	27.3/30	27.5/31.5	27.4/31.2	27.1/30.9	27.4/32.6	27.3/29.9	26/30.6	26.3/30.7
Salinidad	43.9	41.7	41.5	43.1	39.9	42.9	38.9	41.1	41.1
Oxígeno disuelto	5.4	3.8	5.6	4.5	9.4	5.3	5.1	5.1	5.5
Transparencia	3	2.8	2.3	1.6	2.8	1.5	4	3	3
Profundidad	87.1	63.2	48.9	44.6	42.3	39.6	150	100	120

La tasa de sedimentación / resuspensión varió significativamente (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 27.77$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios. En general, los sitios de la Laguna de Términos estuvieron expuestos a una mayor tasa de sedimentación (entre 676.7 y 39.4 $g\ m^{-2}\ día^{-1}$). Los valores promedio (\pm SD) más altos fueron registrados en los sitios Hw1 y Tt2 con $676.7 \pm 344.6\ g\ m^{-2}\ día^{-1}$ y $472.5 \pm 25.6\ g\ m^{-2}\ día^{-1}$, respectivamente. En la localidad de Champotón la tasa de sedimentación más alta ocurrió en el sitio Sf3 con $161.9 \pm 16.8\ g\ m^{-2}\ día^{-1}$. En el resto de los sitios los valores estuvieron por debajo de los $100\ g\ m^{-2}\ día^{-1}$ (Fig. 2).

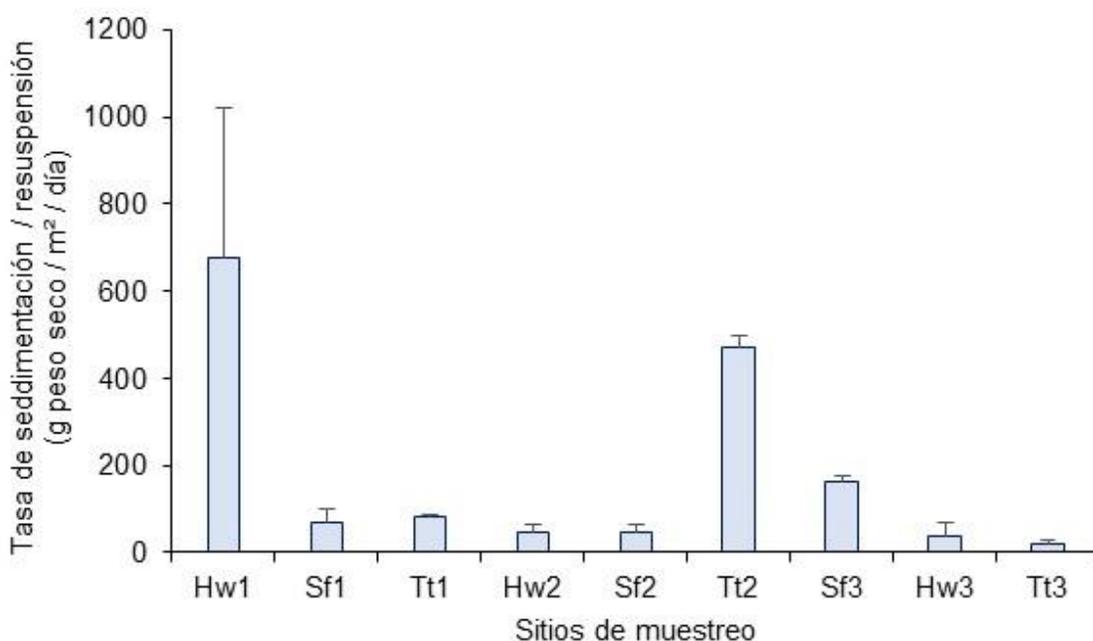


Fig. 2. Tasa de sedimentación / resuspensión promedio en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 4$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

El tamaño de partícula del sedimento superficial también presentó variaciones entre sitios (Fig. 3). La mayoría de los sitios de ambas localidades (Hw1, Sf1, Tt1, Hw2, Sf2, Hw3 y Tt3) tuvieron una mayor proporción de arenas finas (< 0.42 mm), mientras que los sitios Tt2 y Sf3 tuvieron una mayor proporción de arena muy gruesa (> 2 mm) (Fig. 3). Las partículas de sedimento eran mayormente de origen bioclástico (fragmentos de concha de moluscos, briozoarios, tubos de poliquetos, espículas, etc.).

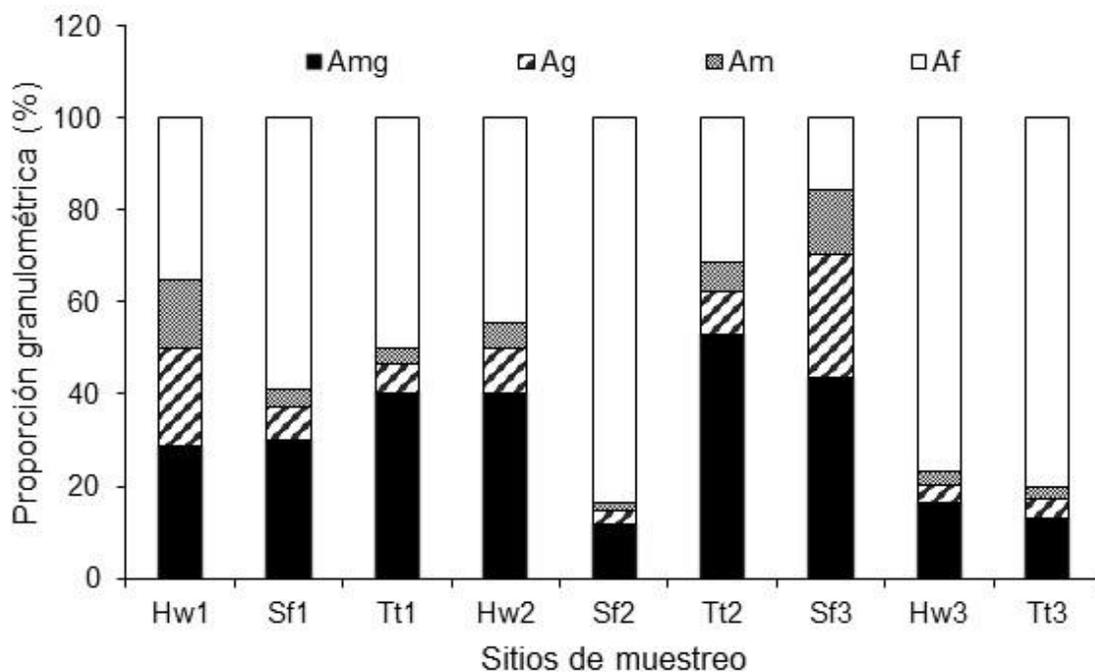


Fig. 3. Proporción de los distintos tamaños de grano del sedimento superficial en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Amg = arena muy gruesa, Ag = arena gruesa, Am = arena media, Af = arena fina. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

La tasa de disolución de los cilindros de yeso como indicador de las condiciones hidrodinámicas también varió significativamente (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 47.97$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios. Los sitios donde hubo una mayor tasa de disolución fueron Sf1, Tt2, Sf3, Hw3 y Tt3 con un rango de variación entre el 11.2% y 13.3% de disolución/día, siendo el sitio Tt3 de la localidad de Champotón donde se registró la mayor tasa de disolución ($13.3 \pm 0.8\%$ de disolución/día). Los sitios con relativamente menor régimen hidrodinámico fueron Hw1, Tt1, Hw2 y Sf2 (entre 7.8% y 8.5% de disolución/día), todos de la Laguna de Términos, siendo el sitio Hw1 el que tuvo menor porcentaje de disolución con el $7.8 \pm 0.2\%$ de disolución/día (Fig. 4).

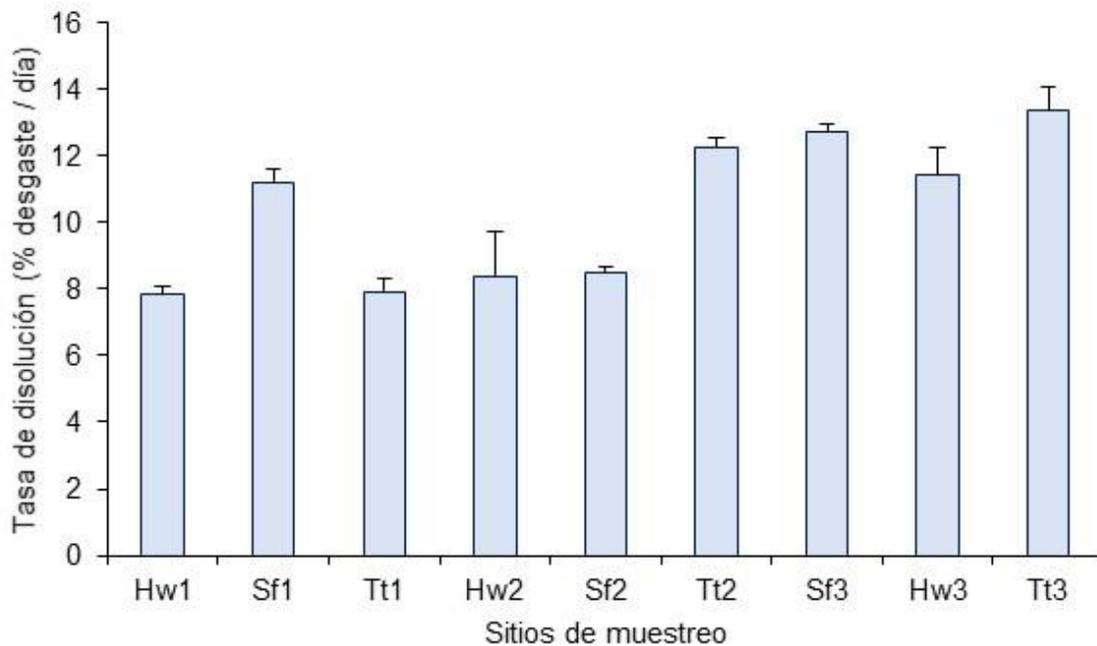


Fig. 4. Tasa de disolución promedio de los cilindros de yeso en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 5$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

Respecto a la concentración de sólidos totales disueltos en las muestras de agua, no hubo una variación significativa (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 14.44$; $gl = 8$; $p > 0.05$) entre sitios, y tampoco se pudo distinguir una clara diferencia en las concentraciones entre las localidades de la Laguna de Términos y de Champotón. La mayor concentración fue el sitio Sf3 con 0.0052 ± 0.0011 mg/L y la menor en el sitio Sf1 con 0.0018 ± 0.0008 mg/L (Fig. 5).

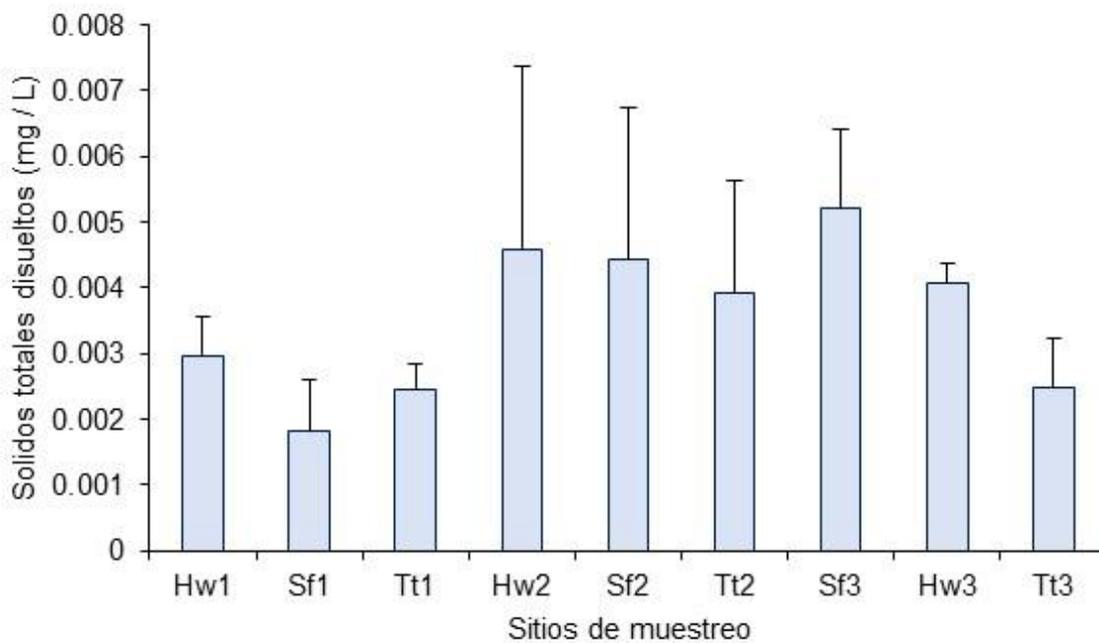


Fig. 5. Promedio de sólidos disueltos totales en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

En cuanto a la disponibilidad de la luz, se detectó que hubo una variabilidad significativa (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 111.98$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre los sitios de muestreo. No obstante, no se detectó una tendencia relacionada con la especie de pasto dominante de cada sitio. La intensidad de luz promedio más alta se registró en los sitios de la localidad de Champotón (Tt3 y Sf3 con 167,304 y 151,578 lux, respectivamente). El sitio con más baja intensidad de luz fue Hw2 con 6,709 lux (Fig. 6).

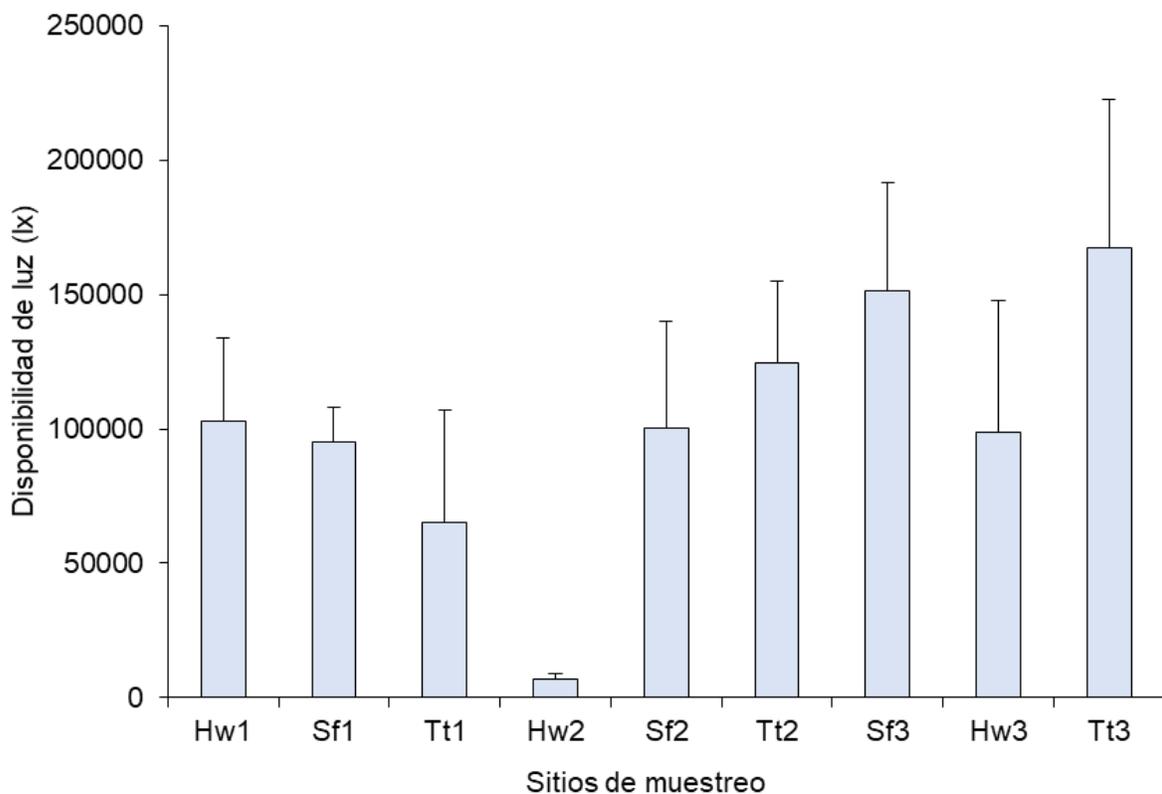


Fig. 6. Promedio de la disponibilidad de la luz en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

6.2. Características estructurales de las praderas de pasto marino

La altura del dosel varió significativamente (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 30.48$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios, siendo generalmente mayor en las praderas de *S. filiforme* (entre 37.5 cm y 46.3 cm) que en las praderas de *T. testudinum* (entre 18.5 cm y 40.7 cm) y *H. wrightii* (entre 12.1 cm y 24.9 cm) (Fig. 7 a). El análisis de HSD de Tukey mostró que la altura del dosel de las praderas de *S. filiforme* ($p > 0.05$) y *H. wrightii* ($p > 0.05$) fue similar entre las praderas de la localidad de Champotón y de la Laguna de Términos. En el caso de *T. testudinum*, la altura de dosel fue relativamente mayor en las praderas de la Laguna de Términos (Tt2).

La densidad de hojas en las praderas también varió significativamente (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 24.59$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios. La densidad de hojas promedio fue relativamente mayor en las praderas de *S. filiforme* (entre 2,393.9 y 7,924.9 hojas/m²) que en las de *H. wrightii* (entre 2,091.4 y 7,411.9 hojas/m²) y *T. testudinum* (entre 1,604.7 y 1,926.9 hojas/m²) (Fig. 7 b). Al comparar la densidad entre las praderas de la misma especie de pasto se encontró que las praderas de *S. filiforme* y *H. wrightii* de la localidad de Champotón tuvieron una densidad mayor que las de la Laguna de Términos, mientras que para *T. testudinum* la densidad fue similar (HSD Tukey, $p > 0.05$).

La biomasa foliar del pasto también varió significativamente (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 31.78$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre los sitios de muestreo, siendo mayor en las praderas de *S. filiforme* (varió entre 1,408.1 y 4,546.4 g peso húmedo/m²), seguido por las praderas de *T. testudinum* (entre 1,194.9 y 3,132.5 g peso húmedo/m²) y *H. wrightii* (entre 245.9 y 604.4 g peso húmedo/m²) (Fig. 7 b). El valor promedio más alto se registró en la pradera de *S. filiforme* de la localidad de Champotón (Sf3). Entre las praderas de *H. wrightii* y las de *T. testudinum* la biomasa foliar no varió significativamente (HSD Tukey, $p > 0.05$, en ambos casos), siendo ligeramente

mayor en la localidad de Champotón para *H. wrightii* (Hw3) y de la Laguna de Términos para *T. testudinum* (Tt1).

Respecto al Índice de Área Foliar (IAF), éste parámetro también presentó una variación significativa (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 27.25$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios de muestreo, siendo mayor en las praderas de *S. filiforme* (el promedio varió entre 11.04 ± 6.4 y 32.6 ± 7.2 m²/m²) que en las de *T. testudinum* (entre 7.1 ± 2.1 y 15.8 ± 7.2 m²/m²) y *H. wrightii* (entre 3.1 ± 1.0 y 6.5 ± 3.6 m²/m²) (Tabla 3). La pradera de *S. filiforme* de la localidad de Champotón tuvo un IAF significativamente más alto que el resto de los sitios (HSD Tukey, $p < 0.01$). En las praderas de *H. wrightii* y *T. testudinum* éste parámetro no varió significativamente entre la localidad de Champotón y la Laguna de Términos (HSD Tukey, $p > 0.5$).

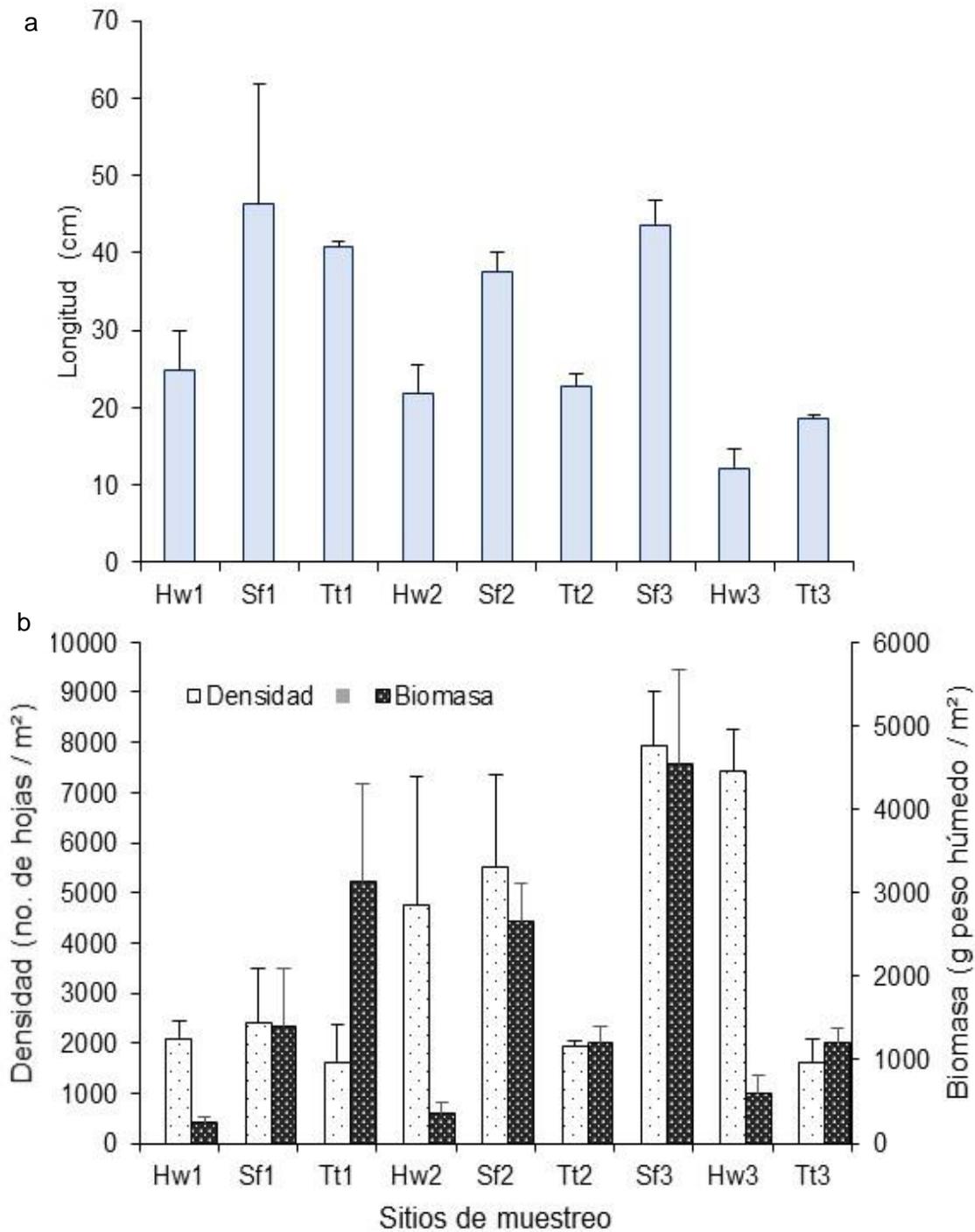


Fig. 7. a) Altura de dosel (longitud promedio de las hojas). b) Densidad promedio de hojas (barra blanca punteada, eje principal) y biomasa foliar promedio (barra sombreada, eje secundario) de los pastos marinos en los sitios de muestreo de las localidades de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 4$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

Tabla 3. Índice de Área Foliar (IAF) (m^2/m^2) promedio de los pastos marinos en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Se indica la desviación estándar ($n = 4$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

Sitio de muestreo	IAF (m^2 / m^2) \pm SE
Hw1	3.1 \pm 1.0
Sf1	11.04 \pm 6.4
Tt1	15.8 \pm 7.2
Hw2	6.5 \pm 3.6
Sf2	19.2 \pm 5.6
Tt2	10.5 \pm 0.7
Sf3	32.6 \pm 7.2
Hw3	5.4 \pm 1.7
Tt3	7.1 \pm 2.1

6.3. Abundancia, biomasa y riqueza de especies de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos

En el presente estudio se identificaron un total de 24 especies de esponjas (pertenecientes a 11 órdenes, 15 familias y 17 géneros), todas pertenecientes a la clase Demospongiae (Tabla 2, Anexo). En las praderas de *S. filiforme* se registró un total de 20 especies, en las de *H. wrightii* 10 especies y en las de *T. testudinum* 6 especies. La forma predominante de las especies de esponjas fue la incrustante con un 33.3% de las especies registradas. Estas especies (que fueron más comunes en las praderas de *S. filiforme*) se consideraron como epifitas puesto que estuvieron adheridas a las hojas y haces de los pastos marinos. Las especies con forma masiva fueron también frecuentes (25% de las especies registradas) y generalmente se encontraron adheridas a varios haces del pasto marino y/o a restos de conchas de moluscos. Las especies con formas masiva-ramificada y globular (12.5% en

ambos casos) también fueron encontradas adheridas a sustratos como restos de conchas de moluscos y a las hojas de los pastos. Además de éstas, también se registraron otras morfologías (como digitada, reptante, cojincillo y perforadoras) aunque con menor frecuencia. Únicamente tres especies de esponjas fueron encontradas adheridas a fragmentos de conchas dentro de las praderas y otras cuatro especies fueron encontradas de ambas maneras (adheridas al pasto y a conchas) (Tabla 2, ver sección de Anexos).

La riqueza total de especies de esponjas presentó una alta variabilidad entre sitios, incluso entre las praderas de una misma especie de pasto. En la localidad de la Laguna de Términos la mayor riqueza de especies fue en el sitio Sf2 (11 especies), mientras que la menor riqueza se registró en el sitio Tt1 (2 especies). Por su parte en la localidad de Champotón, la pradera con mayor riqueza específica fue la del sitio Sf3 (11 especies) y las de menor riqueza fueron las de los sitios Hw3 y Tt3 (1 especie). Respecto a la riqueza de especies por unidad de superficie (especies m⁻²) también se detectó una variabilidad significativa (KW, $\alpha = 0.05$; $H = 24.17$; $gl = 8$; $p < 0.01$) entre sitios. Las praderas de *S. filiforme* fueron las que tuvieron la mayor riqueza de especies (entre 5.3 ± 0.6 y 7.7 ± 0.6 especies/20 m²), y las de *T. testudinum* las de menor riqueza (entre 1.0 ± 0.0 y 2.7 ± 0.6 especies/20 m²) (Fig. 8).

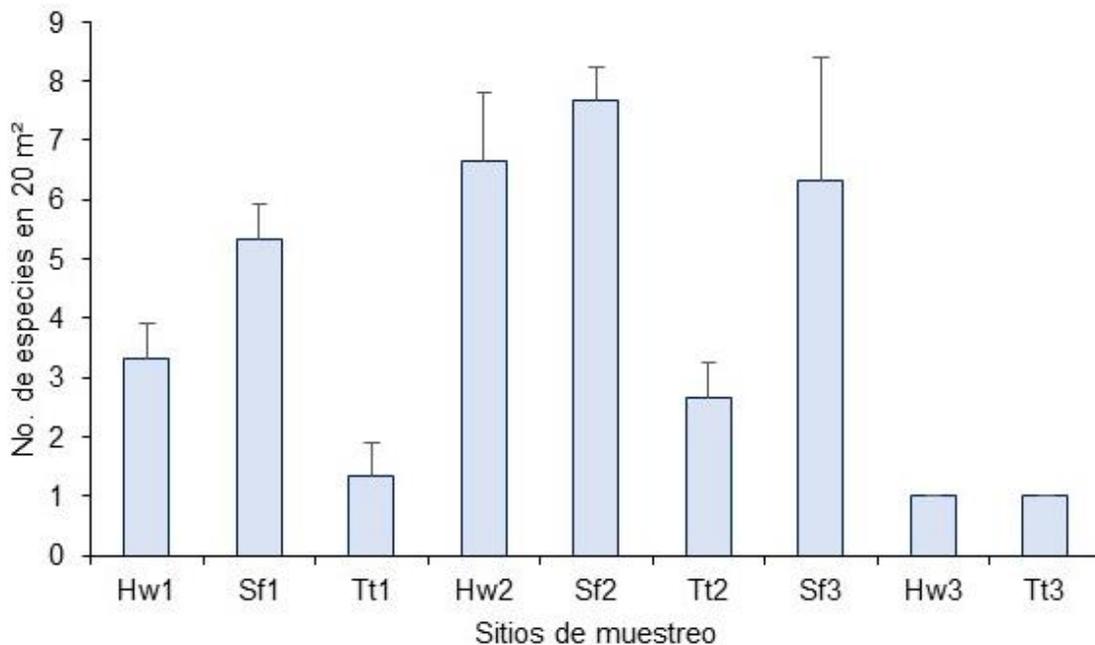


Fig. 8. Riqueza promedio de especies de esponjas en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

A través del índice de Czekanowsky se determinó que las praderas de *T. testudinum* y *H. wrightii* fueron las que presentaron una mayor similitud en la riqueza taxonómica de esponjas (63%). Entre las praderas de *S. filiforme* y *H. wrightii* el porcentaje de similitud fue del 47% y entre las praderas de *T. testudinum* y *S. filiforme* fue de 38%. Al comparar la riqueza taxonómica entre las localidades de la Laguna de Términos y las de Champotón se encontró que la similitud fue de solo 22%, es decir, la riqueza taxonómica de esponjas difirió más entre sitios que entre las praderas de diferentes especies de pasto marino.

La única especie de esponja que estuvo presente en todos los sitios de muestreo fue *Haliclona implexiformis* y su mayor abundancia fue en el sitio Tt3 con 2.2 ± 1.7 ind/m². No obstante, en la localidad de la Laguna de Términos la especie más abundante fue *Chondrilla caribensis* con abundancias de hasta 4.52 ± 1.2 ind/m² (Tabla 3, Anexo).

Las únicas especies que se encontraron en ambas localidades, tanto en la Laguna de Términos como en Champotón, fueron *H. implexiformis*, *Dysidea etheria* y *Mycale microsigmatosa*. El resto de las especies fueron encontradas únicamente en sitios de la Laguna de Términos o de Champotón, pero no en ambos. También hubo especies en donde su abundancia no pudo ser cuantificada, tal es el caso de la especie *Haliclona chlorilla* (encontrada únicamente en el sitio Sf3 asociada con *S. filiforme*). En esta especie no se pudieron cuantificar los individuos, debido a que sus ramificaciones (delgadas y frágiles) formaban un entramado y generalmente estuvieron adheridas a la parte superior de las hojas del pasto, formando parches de aproximadamente 1 metro cuadrado. Por lo que no fue posible diferenciar entre un individuo y otro (Tabla 3, Anexo).

En términos de biomasa, la especie más representativa fue *H. implexiformis*. Su biomasa fue mayor a la del resto de las especies en la mayoría de los sitios de muestreo de ambas localidades (Tt1, Sf2, Tt2, Hw3 y Tt3). El sitio Tt3 fue donde ésta especie tuvo una biomasa relativamente mayor (67.8 ± 41.3 g peso húmedo/m²). Tres de estos cinco sitios (Tt1, Tt2 y Tt3) correspondieron a praderas de *T. testudinum* (Tabla 4, Anexo).

En la localidad de la Laguna de Términos, la segunda especie de esponja con mayor biomasa fue *Cliona varians* (32.1 ± 17.7 g peso húmedo/m²), la cual fue encontrada únicamente en el sitio Hw1, asociada con el pasto *H. wrightii*. En los sitios de esta localidad *H. implexiformis* fue la que tuvo mayor biomasa (sitio Tt2 = 59.2 ± 55.9 g peso húmedo/m²). Es importante destacar que la única especie de esponja en la que no se pudo determinar su biomasa fue *Pione lampa*, una esponja perforadora de sustratos calcáreos que se encontró en una concha de molusco en el sitio Tt2 (Tabla 4, Anexo).

6.4. Índices ecológicos

El sitio Sf3 fue el que tuvo el índice de diversidad (Shannon-Wiener $H' = 3.216$) y de riqueza específica ($D = 6.359$) más alta. Estos índices fueron más bajos en los sitios Hw3 y Tt3 ($H' = 0$), esto se debe a que solo fue registrada una especie de esponja en esos sitios. En el sitio Sf3 también se registró la menor dominancia (0.1236). Otros sitios con relativamente alta diversidad fueron el Sf2, Hw2 y Sf1. Cabe señalar que los sitios Sf3, Sf2 y Sf1 correspondieron a praderas de *S. filiforme*, y el sitio Hw2 a una pradera de *H. wrightii*. Los sitios con índice de diversidad mas baja y mayor dominancia fueron el Tt3, Hw3, Tt2 y Tt1, tres de los cuales (Tt3, Tt2 y Tt1) correspondieron a praderas de *T. testudinum* y el sitio Hw3 a *H. wrightii* (Tabla 4).

Tabla 4. Índices ecológicos de los sitios de muestreo (D = Riqueza de especies de Margalef, J' = Índice de Equitatividad de Pielou, H' = Índice de Diversidad de Shannon y Wiener con base log 2, λ = Índice de Dominancia de Simpson). Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

Sitios	D	J'	H'	λ
Hw1	4.819	0.9503	1.901	0.2879
Sf1	3.764	0.8756	2.263	0.259
Tt1	—	0.8686	0.8686	0.5883
Hw2	5.318	0.841	2.523	0.2473
Sf2	5.318	0.8816	3.05	0.1622
Tt2	5.583	0.7295	1.886	0.3786
Sf3	6.359	0.9297	3.216	0.1236
Hw3	0	—	0	1
Tt3	0	—	0	1

6.5. Análisis multivariados

Para evaluar los patrones de distribución de los ensamblajes de esponjas entre los sitios de estudio, se utilizaron los datos de abundancia y de biomasa de las especies de esponja. En el análisis de clasificación numérica (clúster) por sitios de muestreo para los datos de abundancia dio como resultado la conformación de cuatro principales grupos a un 40% de similitud (grupo A: definido por las especies presentes en el sitio Sf3; grupo B: las del sitio Hw1; grupo C: las de los sitios Sf1, Hw2 y Sf2 y el grupo D: las de los sitios Tt1, Tt2, Hw3 y Tt3) (Fig. 9 a). El ensamblaje de esponjas del sitio Sf3 (correspondiente a una pradera de *S. filiforme* ubicada en la localidad de Champotón) fue el que tuvo menor similitud con respecto a los demás sitios, mientras que los sitios Tt3 y Hw3 (correspondientes a praderas de *T. testudinum* y *H. wrightii*, respectivamente) fueron los que tuvieron una mayor similitud (90.45%) entre ellos (Fig. 9 a). El análisis nMDS (40% de similitud, stress 0.08) confirma esta separación en cuatro grupos principales, los cuales fueron significativamente (SIMPROF, $p < 0.05$) diferentes. Cabe señalar que los sitios Hw3 y Tt3 se muestran sobrepuestos en el nMDS, debido a que la composición de especies y su abundancia fueron muy similares entre sí (Fig. 9 b).

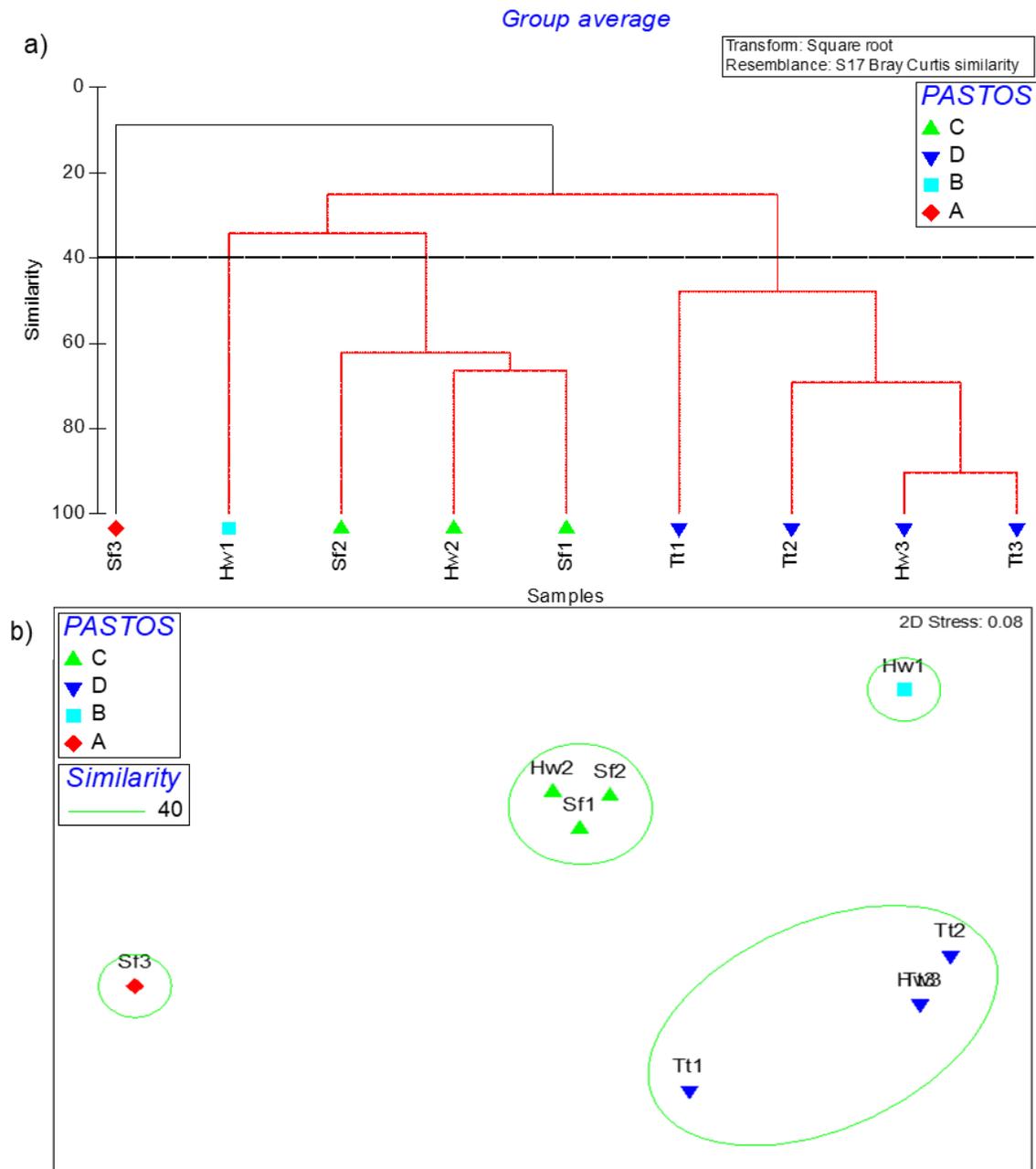


Fig. 9. a) Análisis de clasificación (Clúster) y b) Gráfico de escala multidimensional no métrica (nMDS) de la composición de especies de esponjas en los sitios de muestreo con los datos de abundancia. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

El análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) muestra la contribución que tuvieron algunas especies de esponjas en la similitud/disimilitud de los cuatro grandes grupos detectados a través del análisis de clasificación basado en su abundancia (Tablas 5 y 6). Dentro del grupo C el porcentaje de similitud fue de 63.7% y las especies que más contribuyen a explicar este grado de similitud fueron *C. caribensis* (56.6%) y *H. implexiformis*

(11.5%), las dos especies más comunes y abundantes dentro de los sitios (Sf1, Hw2 y Sf2) que conforman este grupo. En el grupo D, se registró un porcentaje de similitud de 62.13%, donde la esponja *H. implexiformis* es la que explica el 98.3% de similitud. Los grupos A y B, no están representados en la tabla de similitud dentro de grupos (Tabla 5) debido a que ambos estuvieron conformados solo por un sitio.

Tabla 5. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de abundancia. AP = Abundancia promedio.

	AP	Contribución (%)	Acumulativo (%)
Grupo C (63.73% sim)			
<i>C. caribensis</i>	1.82	56.63	56.63
<i>H. implexiformis</i>	0.62	11.55	68.18
<i>T. cf actinia</i>	0.33	10.57	78.75
<i>M. magnirhaphidifera</i>	0.32	10.02	88.77
<i>L. isodyctialis</i>	0.23	3.22	91.98
Grupo D (62.13% sim)			
<i>H. implexiformis</i>	1.17	98.33	98.33

Respecto al grado de disimilitud entre grupos, los grupos B y C tuvieron una disimilitud del 65.7%, y las especies que tuvieron una mayor contribución fueron *C. caribensis* (24.17%) y *C. varians* (9.94%). Los grupos B y D tuvieron una disimilitud del 72.35%, y las especies que tuvieron una mayor contribución a disimilitud entre estos dos grupos fueron *H. implexiformis* (32.16%) y *C. caribensis* (29.29%). Entre los grupos C y D el porcentaje de disimilitud fue del 75.6%, dado principalmente por las esponjas *C. caribensis* (38.16%) y *H. implexiformis* (14.7%). Entre los grupos B y A el porcentaje de disimilitud fue del 93.3%, donde las especies *M. microsigmatosa* y *C. caribensis* fueron las que tuvieron mayor contribución (15.9% y 12.4%, respectivamente). Entre los grupos C y A hubo una disimilitud del 87.9%, y las especies con mayor contribución fueron *C. caribensis* y *M. microsigmatosa* (21.8% y 9.6%, respectivamente). Por último, entre los grupos D y A hubo un porcentaje de disimilitud del

92.8%, con la mayor contribución de las especies *M. microsigmatosa* y *H. implexiformis* (17.08% y 15.81%, respectivamente) (Tabla 6).

En general, fueron seis especies de esponjas (*C. caribensis*, *H. implexiformis*, *M. microsigmatosa*, *C. varians*, *T. cf actinia* y *H. chlorilla*) las que tuvieron una mayor contribución a la similitud y disimilitud dentro y entre grupos con los datos de abundancia (Tabla 5 y 6).

Tabla 6. Resultados del análisis de porcentaje de disimilitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre cada uno de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón utilizando datos de abundancia. AP = Abundancia promedio.

	AP		Contribución (%)	Acumulativo (%)
Grupo B + C (65.69% dis)	Grupo B	Grupo C		
<i>C. caribensis</i>	0.77	1.82	24.17	24.17
<i>C. varians</i>	0.41	0	9.94	34.1
<i>T. cf actinia</i>	0	0.33	8.09	42.2
<i>T. ignis</i>	0.32	0	7.62	49.82
<i>M. magnirhaphidifera</i>	0	0.32	7.59	57.41
<i>H. implexiformis</i>	0.36	0.62	7.42	64.82
Grupo B + D (72.35% dis)	Grupo B	Grupo D		
<i>H. implexiformis</i>	0.36	1.17	32.16	32.16
<i>C. caribensis</i>	0.77	0.08	29.29	61.45
<i>C. varians</i>	0.41	0	17.58	79.03
<i>T. ignis</i>	0.32	0	13.48	92.51
Grupo C + D (75.64% dis)	Grupo C	Grupo D		
<i>C. caribensis</i>	1.82	0.08	38.16	38.16
<i>H. implexiformis</i>	0.62	1.17	14.7	52.86
<i>T. cf. actinia</i>	0.33	0.03	7.11	59.97
<i>M. magnirhaphidifera</i>	0.32	0.06	6.04	66.01
<i>D. etheria</i>	0.28	0	5.54	71.55
<i>A. glacialis</i>	0.26	0	5.16	76.71
Grupo B + A (93.31% dis)	Grupo B	Grupo A		
<i>M. microsigmatosa</i>	0	0.99	15.87	15.87
<i>C. caribensis</i>	0.77	0	12.42	28.3
<i>H. chlorilla</i>	0	0.71	11.34	39.64
<i>C. cf. erecta</i>	0	0.69	10.99	50.63
<i>S. ruetzleri</i>	0	0.65	10.39	61.02
<i>C. apion</i>	0	0.45	7.17	68.19
<i>C. varians</i>	0.41	0	6.61	74.8
Grupo C + A (87.91% dis)	Grupo C	Grupo A		
<i>C. caribensis</i>	1.82	0	21.78	21.78

<i>M. microsigmatosa</i>	0.18	0.99	9.64	31.43
<i>H. chlorilla</i>	0	0.71	8.61	40.04
<i>C. cf. erecta</i>	0	0.69	8.35	48.39
<i>S. ruetzleri</i>	0	0.65	7.89	56.28
<i>C. apion</i>	0	0.45	5.45	61.73
<i>H. implexiformis</i>	0.62	0.22	4.33	66.07
Grupo D + A (92.84% dis)	Grupo D	Grupo A		
<i>M. microsigmatosa</i>	0	0.99	17.08	17.08
<i>H. implexiformis</i>	1.17	0.22	15.81	32.89
<i>H. chlorilla</i>	0	0.71	12.2	45.09
<i>C. cf. erecta</i>	0	0.69	11.83	56.91
<i>S. ruetzleri</i>	0	0.65	11.18	68.09
<i>C. apion</i>	0	0.45	7.71	75.81

En cuanto a los datos de biomasa, el análisis clúster dio como resultado la conformación de tres grupos a un 40% de similaridad (el grupo A estuvo conformado por las especies del sitio Sf3; el grupo B las del sitio Hw1 y el grupo C las de los sitios Sf1, Hw2, Sf2, Hw3, Tt1, Tt2 y Tt3) (Fig. 10 a). El análisis nMDS confirmó esta separación en tres grupos principales (40% de similitud, stress 0.11), los cuales fueron significativamente (SIMPROF $p < 0.05$) diferentes (Fig. 10 b). De la misma manera que con los datos de abundancia, el ensamblaje de esponjas del sitio Sf3 (correspondiente a una pradera de *S. filiforme* ubicada en la localidad de Champotón) fue el que tuvo menor similitud con respecto a los demás sitios, mientras que los sitios Tt3 y Hw3 (correspondientes a praderas de *T. testudinum* y *H. wrightii*, respectivamente) fueron los que tuvieron una mayor similitud (77.6%) entre ellos.

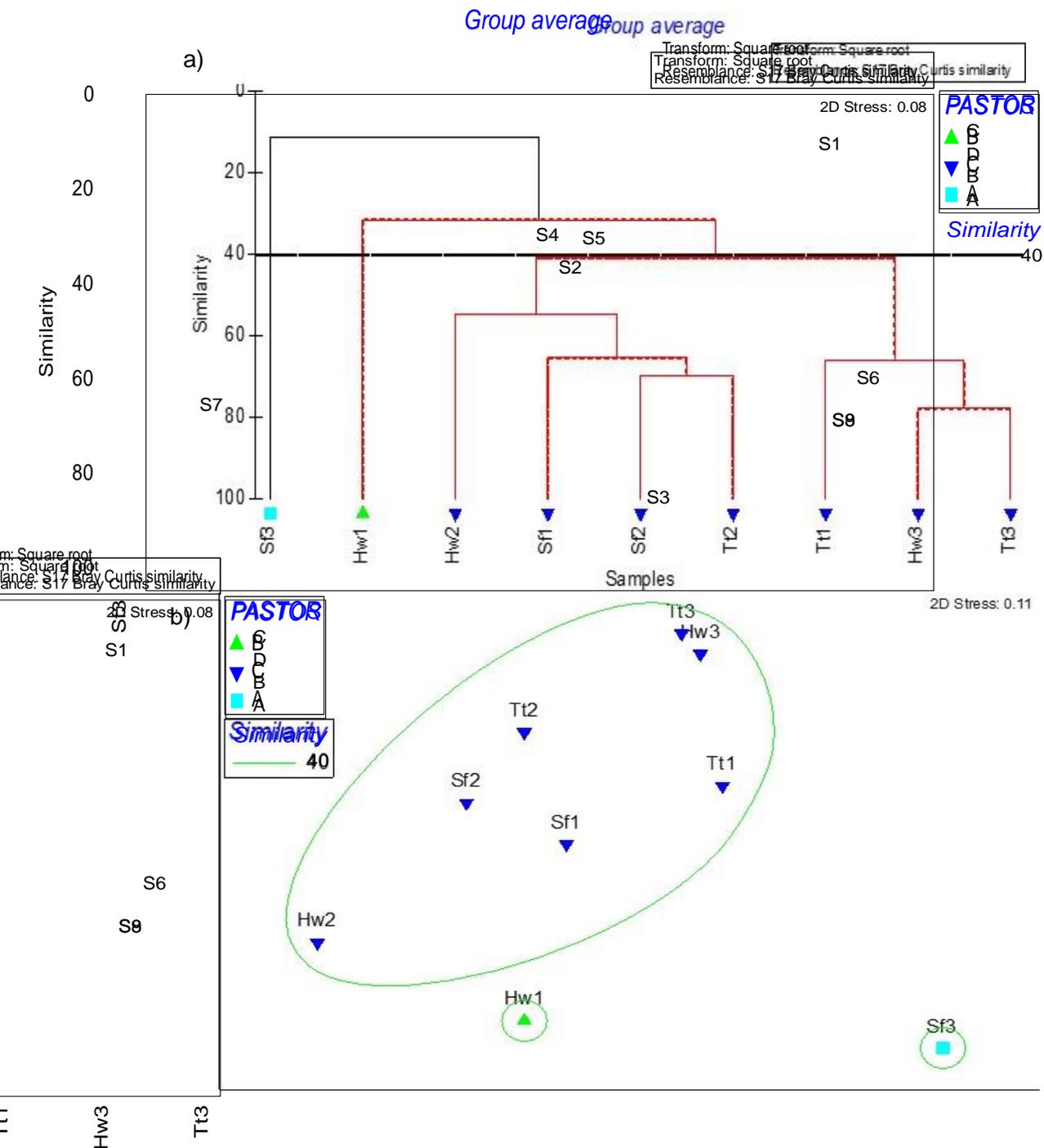


Fig. 10. a) Análisis de clasificación (Clúster) y b) Gráfico de escala multidimensional no métrica (nMDS) de la composición de especies de esponjas en los sitios de muestreo con los datos de biomasa. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

El análisis SIMPER muestra la contribución que tuvieron algunas especies de esponjas en la similitud/disimilitud de los tres grandes grupos detectados a través del clúster basado en su biomasa (Tablas 7 y 8). Dentro del grupo C, el cual contenía la mayor parte de los sitios

de muestreo, el porcentaje de similitud fue de 50.6%, siendo las especies *H. implexiformis* y *C. caribensis* las que más contribuyeron a explicar este grado de similitud (70.1% y 20.32%, respectivamente), esto fue debido a que fueron las especies más comunes y de mayor peso dentro de los sitios (Sf1, Hw2, Sf2, Hw3, Tt1, Tt2 y Tt3) que conforman este grupo. Los grupos A y B tampoco están representados en la tabla de similitud dentro de grupos (Tabla 7) debido a que estuvieron conformados por solo un sitio.

Tabla 7. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón, utilizando datos de biomasa. BP = Biomasa promedio.

	BP	Contribución (%)	Acumulativo (%)
Grupo C (50.58% sim)			
<i>H. implexiformis</i>	4.79	72.12	72.12
<i>C. caribensis</i>	2.26	20.32	92.44

Al examinar el grado de disimilitud entre grupos, se encontró que los grupos B y C tuvieron una disimilitud del 68.6%, siendo las especies *C. varians* y *H. implexiformis* las que tuvieron una mayor contribución (40.5% y 22.1%, respectivamente). Los grupos B y A tuvieron un porcentaje de disimilitud del 90.8%, donde las esponjas que tuvieron la mayor contribución a disimilitud entre estos dos grupos fueron *C. varians* (29.05%) y *C. caribensis* (12.8%). Finalmente, entre los grupos C y A el porcentaje de disimilitud fue del 88.6%, y la mayor contribución fue de las esponjas *H. implexiformis* (23.6%) y *H. chlorilla* (15.3%) (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados del análisis de porcentaje de disimilitud (SIMPER). Se enlistan las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre cada uno de los grupos formados de la composición de especies de esponjas de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón utilizando datos de biomasa. BP = Biomasa promedio.

	BP		Contribución (%)	Acumulativo (%)
Grupo B + C (68.56% dis)	Grupo B	Grupo C		
<i>C. varians</i>	5.67	0	40.54	40.54
<i>H. implexiformis</i>	2.01	4.79	22.11	62.65
<i>C. caribensis</i>	2.49	2.26	12.47	75.12
<i>T. ignis</i>	1.61	0	11.54	86.65
<i>D. etheria</i>	0	0.41	2.5	89.15
<i>T. cf. actinia</i>	0	0.36	2.31	91.47
Grupo B + A (90.78% dis)	Grupo B	Grupo A		
<i>C. varians</i>	5.67	0	29.05	29.05
<i>C. caribensis</i>	2.49	0	12.76	41.8
<i>H. chlorilla</i>	0	2.47	12.66	54.47
<i>S. cf. kallitetilla</i>	0	1.95	9.99	64.46
<i>T. ignis</i>	1.61	0	8.27	72.73
<i>M. microsigmatosa</i>	0	1.34	6.88	79.61
<i>C. apion</i>	0	1.18	6.07	85.67
Grupo C + A (88.55% dis)	Grupo C	Grupo A		
<i>H. implexiformis</i>	4.79	0.99	23.6	23.6
<i>H. chlorilla</i>	0	2.47	15.28	38.88
<i>C. caribensis</i>	2.26	0	12.44	51.32
<i>S. cf. kallitetilla</i>	0	1.95	12.06	63.38
<i>M. microsigmatosa</i>	0.08	1.34	7.85	71.23
<i>C. apion</i>	0	1.18	7.32	78.55
<i>S. ruetzleri</i>	0	0.55	3.39	81.94

En general, solo cuatro especies de esponjas (*C. caribensis*, *H. implexiformis*, *C. varians* y *H. chlorilla*) fueron las responsables de más del 50% de la contribución a la similitud y disimilitud dentro y entre grupos con los datos de biomasa (Tablas 7 y 8).

A través del ACP aplicado a los datos ambientales de cada sitio se determinó que ambos componentes (CP1 y CP2) explican la ordenación de las estaciones de muestreo, entre los dos acumulan un 61.8% de la variación (Tabla 9). En el CP1 (que explica el 43.9% de variación), la temperatura (eigenvector $r = -0.393$), salinidad ($r = 0.390$), IAF (-0.359),

biomasa del pasto ($r = -0.339$) y transparencia ($r = -0.323$) fueron las variables más importantes. En el CP2 (que explica el 17.8% de variación) las variables más importantes fueron la disponibilidad de luz ($r = -0.406$), la altura del dosel ($r = 0.388$), el régimen hidrodinámico ($r = -0.370$) y la profundidad ($r = 0.370$). De acuerdo con este análisis, el sitio Sf3 estuvo caracterizado por condiciones de mayor profundidad, régimen hidrodinámico, disponibilidad de luz que el resto de los sitios (Fig. 11).

Tabla 9. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP). Se enlistan los factores ambientales con sus respectivos valores de Eigenectores de los componentes que contribuyeron más a la caracterización de los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón.

Variable	CP1	CP2
Altura Dosel	-0.163	0.388
Densidad Pasto	-0.284	0.069
Biomasa Pasto	-0.339	0.292
Índice de Área Foliar	-0.359	0.302
Sólidos Totales	-0.201	0.193
Régimen Hidrodinámico	-0.196	-0.370
Sedim / Resusp	0.145	-0.062
Granulometría	0.042	0.358
Luminosidad	-0.232	-0.406
Temperatura	-0.393	0.035
Salinidad	0.390	-0.036
Transparencia	-0.323	-0.240
Profundidad	-0.288	-0.370

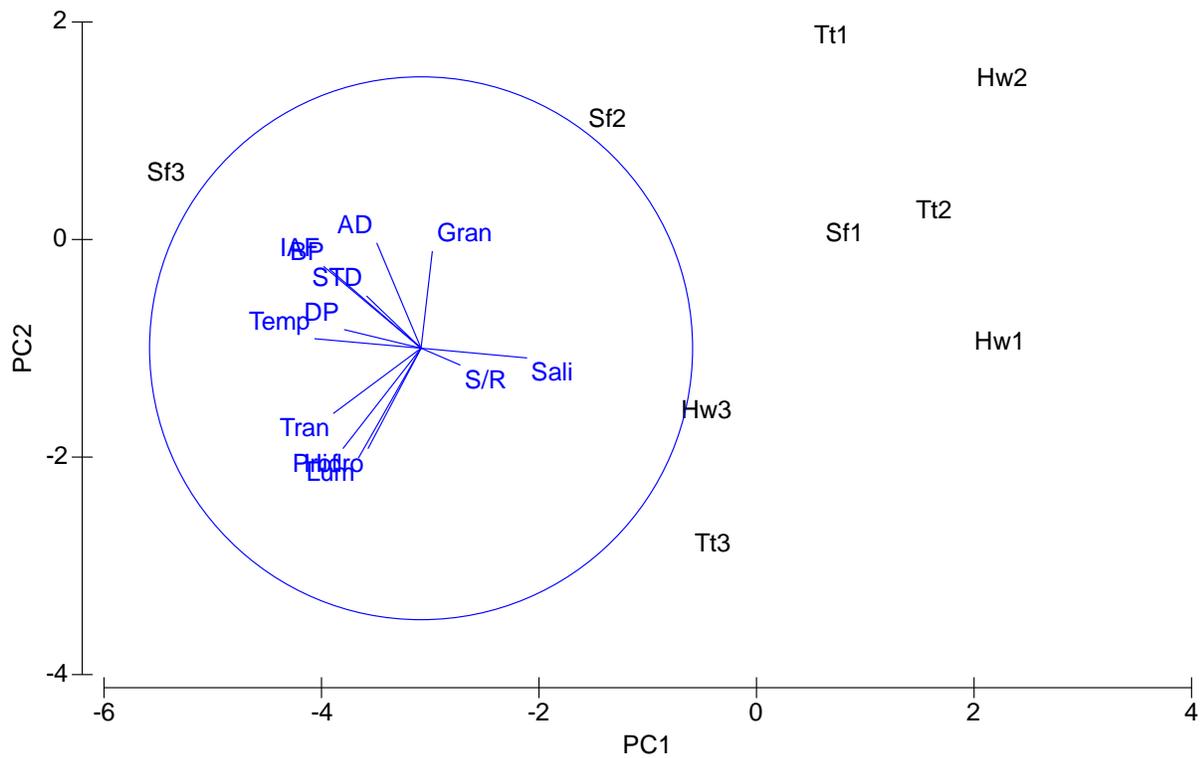


Fig. 11. Ordenación de los componentes principales (ACP) de los sitios de muestreo basado en los factores ambientales: altura del dosel = AD, densidad del pasto = DP, biomasa del pasto = BP, Índice de Área Foliar = IAF, sólidos totales = ST, régimen hidrodinámico = Hidro, sedimentación/resuspensión = SR, granulometría = Gran, luminosidad = Lum, temperatura = Temp, salinidad = Sali, transparencia = Tran y profundidad = Prof. Hw = *H. wrightii*, Sf = *S. filiforme*, Tt = *T. testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

6.6. Correlaciones entre variables

Los resultados de los análisis de correlación de rango de Spearman y los análisis de correlación múltiple indicaron que los datos de abundancia, biomasa y riqueza de especies de esponjas no tuvieron una relación significativa con ninguna de las variables ambientales medidas en este estudio (incluyendo las características estructurales de las praderas: índice de área foliar, altura de dosel, densidad y biomasa del pasto).

En el análisis BIO-ENV (utilizando datos de abundancia de las esponjas y el conjunto de variables ambientales) se encontró que la combinación de variables que mejor explican (es decir, las que tuvieron el valor de correlación más alto) el patrón de distribución de las esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos en este estudio fueron el índice de

área foliar, el régimen hidrodinámico y la temperatura ($r = 0.612$), seguida por una combinación de cinco variables ($r = 0.605$): índice de área foliar, sólidos disueltos totales, régimen hidrodinámico, temperatura y profundidad y la tercer mejor combinación ($r = 0.591$) fueron las variables: índice de área foliar, sólidos totales disueltos, régimen hidrodinámico y temperatura (Tabla 10).

Tabla 10. Resultado del análisis BIO-ENV con datos de abundancia de las esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. IAF = Índice de área foliar, ST = sólidos totales, Hidro = régimen hidrodinámico, Lum = luminosidad, Temp = temperatura y Prof = profundidad.

No. Variables	R	Variables
3	0.612	IAF, Hidro, Temp
5	0.605	IAF, ST, Hidro, Temp, Prof
4	0.591	IAF, ST, Hidro, Temp
4	0.590	IAF, Hidro, Temp, Prof
2	0.587	Hidro, Temp

Por otra parte, al utilizar los datos de biomasa de las esponjas se encontró que el valor de correlación más alto ($r = 0.676$) se registró en una combinación de cinco variables (biomasa del pasto, tasa de sedimentación/ resuspensión, luminosidad, temperatura y profundidad) que, en conjunto, son las que mejor explican el patrón de distribución de las esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos. En segundo lugar ($r = 0.669$), la combinación de variables incluye el índice de área foliar, tasa de sedimentación/ resuspensión, luminosidad, temperatura y profundidad, y la tercer mejor combinación ($r = 0.662$) consta de cinco variables que son la altura de dosel, tasa de sedimentación/resuspensión, luminosidad, temperatura y profundidad (Tabla 11).

Tabla 11. Resultado del Análisis de BIO-ENV con datos de biomasa de las esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. AD = altura del dosel, BP = biomasa del pasto, IAF = índice de área foliar, SR = sedimentación/resuspensión, Lum = luminosidad, Temp = temperatura, Sali = salinidad y Prof = profundidad.

No. Variables	R	Variables
5	0.676	BP, SR, Lum, Temp, Prof
5	0.669	IAF, SR, Lum, Temp, Prof
5	0.662	AD, SR, Lum, Temp, Prof
5	0.658	IAF, SR, Lum, Sali, Prof
5	0.656	BP, Lum, Temp, Sali, Prof

7. Discusión

7.1. Riqueza, abundancia y biomasa de esponjas

En el presente estudio fueron identificadas un total de 24 especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino más comunes en las costas de Campeche. De éste total, 20 especies fueron encontradas en las praderas de *S. filiforme*, 10 especies en las praderas de *H. wrightii* y solo 6 especies para las praderas de *T. testudinum*. Al comparar esta riqueza total de especies de esponjas con estudios hechos en praderas de pastos marinos de otras regiones del mundo encontramos que la riqueza reportada aquí para las praderas de *T. testudinum* fue relativamente baja. Por ejemplo, en la Bahía de Mochima (Venezuela) se reportó una riqueza de 11 especies de esponjas en praderas de esta especie de pasto (Amaro & Liñero, 2006). En localidades de la Guajira y del Golfo de Morrosquillo (Caribe Colombiano) fueron reportadas 17 y 8 especies de esponjas, respectivamente (Aguirre-Aguirre et al., 2007; Otero & Lobo, 2009), en ambos estudios también correspondió a praderas de *T. testudinum*. También, en una pradera compuesta por una mezcla entre *T. testudinum* y *S. filiforme* en la bahía de Cartagena (Colombia), Díaz y Gómez-López (2003) reportaron una riqueza total de 14 especies de esponjas. Cabe mencionar que en los estudios hechos en el Caribe se menciona la proximidad de su área de estudio con ambientes de arrecifes de coral y de manglar, lo que pudo contribuir a que en las praderas estudiadas haya habido una diversidad mayor a la reportada en el presente estudio, donde solo se tuvo como hábitat adyacente al de manglar. Respecto a la riqueza de especies de esponjas para praderas monoespecíficas de *S. filiforme* y *H. wrightii* no se encontraron datos para comparar con los resultados del presente estudio.

Por otra parte, al comparar la riqueza total de especies de esponjas registrada en este estudio con lo reportado en praderas de otras especies de pastos marinos de otras regiones del mundo, se encontró que esta estuvo dentro del intervalo. Por ejemplo, en praderas de

Posidonia oceanica en el Mar de Liguria y Mar Tirreno (al oeste del Mediterráneo) fueron reportadas 75 especies de esponjas (Pansini & Pronzato, 1983). En la Laguna de Minicoy (Lakshadweep, India) encontraron una riqueza de 22 especies de esponjas en una pradera de *Thalassia hemprichii* mezclada con *Syringodium isoetifolium*, *Halophila ovalis* y *Halodule uninervis* (Prabhakaran et al., 2013) y en la Bahía Palk, India, se reportaron 9 especies de esponjas asociadas a praderas de *Cymodocea serrulata* y *Halophila ovalis* (Sivaleela et al., 2013).

La riqueza específica por unidad de superficie (especies m⁻²) en este trabajo varió entre 0.017 y 0.18 especies m⁻², siendo generalmente mayor en praderas de *S. filiforme*. Al comparar estos resultados con los de otros estudios de esponjas asociadas a praderas de pastos marinos también se encontró que estuvieron dentro del intervalo (Tabla 12). Por ejemplo, los valores reportados aquí fueron más altos que los reportados en una pradera de *T. testudinum* en el Golfo de Venezuela (0.017 especies m⁻²) (Wildermann, 2012), y más bajos que los reportados por Otero y Lobo (2009) en una pradera de esta misma especie de pasto pero en el Golfo de Morrosquillo, Colombia (3.3 especies m⁻²), también estudiada durante la estación seca (Tabla 12). En cuanto al índice de diversidad de Shannon, que indica la biodiversidad específica de un sistema, los valores reportados en este estudio variaron entre 0 y 3.2. El sitio donde el índice tuvo un valor de cero fue porque solo hubo una especie de esponja, mientras que el máximo valor (3.2) correspondió a una pradera de *S. filiforme* y podría considerarse como alto. Estos valores son comparables con los reportados en una pradera de *T. testudinum* en el Golfo de Venezuela donde se reportó una diversidad de 1.9 (Wildermann, 2012). Cabe señalar, que la información recabada sobre la riqueza de especies y diversidad específica de esponjas en praderas de pastos marinos para la región del Caribe fue obtenida principalmente de estudios hechos en praderas de *T. testudinum*, lo que demuestra la falta de estudios en praderas de otras especies de pasto (p. ej. *H. wrightii* y *S. filiforme*) y poder comparar con los resultados de la presente investigación.

En este estudio la abundancia de las esponjas varió desde 0.35 hasta 6.53 individuos m^{-2} y al igual que la riqueza de especies, también tendió a ser mayor en las praderas de *S. filiforme*. Al comparar la abundancia con la de otros estudios de la región del Caribe, se encontró que las abundancias registradas en este estudio fueron más altas que las reportadas por Wildermann (2012) (0.024 individuos m^{-2}) en praderas de *T. testudinum* en el Golfo de Venezuela y muy similar a la que reportaron Otero y Lobo (2009) en praderas también de esa misma especie en el Golfo de Morrosquillo, Colombia (5.6 individuos m^{-2}). Los valores de abundancia de esponjas asociadas a otras especies de pastos marinos de otras regiones del mundo fueron similares a los del presente estudio (Tabla 12). Las especies de esponjas más abundantes en las praderas de pastos marinos del presente estudio fueron *C. caribensis*, *H. implexiformis* y *M. microsigmatosa*, las cuales en conjunto representaron el 86% del total de individuos contabilizados.

En el caso de la biomasa, es importante señalar que no se encontró información sobre biomasa de esponjas asociadas a praderas de pastos marinos, al menos a nivel de comunidad, para poder comparar con los resultados de este estudio (entre 10.5 y 67.8 g peso húmedo m^{-2}). Uno de los pocos trabajos donde se ha investigado la biomasa en esponjas asociadas a pastos fue realizado en una pradera de *T. testudinum* mezclada con *H. wrightii* en la Laguna de Términos, donde se investigó la variabilidad temporal (entre épocas del año) y espacial (dentro de la pradera, con relación a la distancia de la costa) en la biomasa de tres de las especies de esponjas más comunes (*H. melanadocia*, *H. implexiformis* y *C. caribensis*). Ese estudio reveló que la especie que tuvo mayor biomasa fue *H. melanadocia*, la cual varió significativamente a pequeña escala espacial dentro de la pradera (con relación a la distancia de la costa) y estuvo asociada principalmente con el tamaño de las partículas del sedimento superficial (fuente de sustrato), así como a la densidad del pasto y a la tasa de sedimentación (Ávila et al., 2015a). En el presente trabajo las especies de esponjas con

mayor biomasa fueron *H. implexiformis*, *C. caribensis* y *Cliona varians*, las cuales en conjunto representaron el 93% de la biomasa total de esponjas encontradas.

De acuerdo con otros estudios ecológicos en esponjas (a nivel de comunidad) realizados en hábitats de raíces de manglar, arrecifes coralinos y de praderas de pastos marinos, también se ha encontrado a unas pocas especies dominando sobre el resto, tanto en términos de abundancia (Díaz et al., 2004; Engel & Pawlik, 2005; Wildermann, 2012; Romero et al., 2013) como de biomasa (Díaz & Rützler, 2001) y cobertura (Núñez-Flores et al., 2010).

Tabla 12. Datos de riqueza de especies (especies/m²) y abundancia (individuos/m²) de esponjas correspondientes a otros estudios realizados en praderas de pasto marino de diferentes regiones del mundo.

*** = No hay datos.

	Especie de pasto(s)	Riqueza de especies/m²	Abundancia individuo/m²	Referencia
Golfo de Venezuela	<i>Thalassia testudinum</i>	0.017	0.024	Wildermann, 2012
Caribe Colombiano	<i>Thalassia testudinum</i>	0.028	***	Aguirre-Aguirre et al. 2007
Laguna de Términos, México	<i>Thalassia testudinum</i>	0.018	0.6	Ávila et al., 2015b
Laguna de Términos y Champotón, Mex	<i>Thalassia testudinum</i> , <i>Halodule wrightii</i> , <i>Syringodium filiforme</i>	0.017 - 0.1 0.017 - 0.13 0.12 - 0.18	0.35 - 2.23 0.93 - 3.35 2.03 - 6.53	Presente estudio
Golfo del Morrosquillo, Colombia	<i>Thalassia testudinum</i>	3.3	5.6	Otero & Lobo, 2009
Oeste del Mar Mediterraneo	<i>Posidonia oceanica</i>	0.74	1.06	Pansini & Pronzato, 1983
Laguna Minicoy, India	<i>Syringodium isoetifolium</i> , <i>Thalassia hemprichii</i> , <i>Halodule uninervis</i> y <i>Halophila ovalis</i>	***	3.33	Prabhakaran et al., 2013

7.2. Patrones de distribución de esponjas asociadas a praderas de pastos marinos y su relación con variables ambientales y características estructurales de las praderas.

Al evaluar la distribución espacial de las esponjas utilizando los datos de abundancia de las especies de cada sitio, los análisis de clasificación y ordenación separaron cuatro grupos de sitios debido a diferencias en su composición de especies y abundancia. Estas

agrupaciones no estuvieron definidas por la especie de pasto dominante en los sitios de muestreo. Por ejemplo, los sitios Sf3 y Hw1, fueron separados del resto debido a que tuvieron una composición de especies diferente y con relativamente altas abundancias. También se encontró que dos de los sitios de Champotón (Tt3 y Hw3) quedaron dentro de un gran grupo que abarcó a varios sitios de la Laguna de Términos, esto se debe a que compartieron especies (Fig. 9). En este sentido, la comparación que se hizo de la riqueza taxonómica de esponjas a través del índice de Czekanowsky indicó que la riqueza difirió más entre las localidades (Laguna de Términos y Champotón, ya que únicamente compartieron el 12.5% del total de especies registradas), que entre praderas con diferente especie de pasto dominante. Estas diferencias en la composición taxonómica pueden estar relacionadas con las variaciones en las condiciones ambientales que hubo entre praderas de una misma especie de pasto así como de los diferentes requerimientos ambientales que tienen las especies de esponjas marinas para su crecimiento y supervivencia (Romero et al., 2013). En el caso de la biomasa, los sitios fueron separados en tres grupos, los cuales, al igual que con los datos de abundancia, tampoco estuvieron relacionados con la especie de pasto dominante. El grupo C abarcó a la mayoría de los sitios (tanto de la Laguna de Términos como de Champotón) debido a que son los que comparten más especies de esponjas entre sí y con biomasa similares. La separación del sitio Sf3, del resto puede explicarse porque ahí predominaron esponjas con forma incrustante y con biomasa generalmente bajas, mientras que en el caso del sitio Hw1, ahí hubo pocas especies pero con forma masiva y tamaños relativamente grandes (Fig. 10).

Las esponjas *C. caribensis* y *H. implexiformis* fueron las especies más comunes en el área de estudio y las que tuvieron una mayor contribución a la similitud entre los grupos detectados a través de los análisis de clasificación basados en los datos de abundancia y biomasa. La primera fue la especie más abundante y la segunda la de mayor biomasa en todos los sitios, y ambas fueron encontradas en las tres especies de pasto marino. Estas dos

especies son comunes en la región del Caribe (Díaz et al., 2004), y destacan por su tolerancia a un amplio rango de salinidad (20 – 38 ppt) y temperatura (19 – 38 °C), además de que pueden sobrevivir al enterramiento total o parcial de su cuerpo por el sedimento (Rützler et al., 2007), características extremas que también ocurren comúnmente en los ambientes de pastos marinos de nuestra área de estudio. Por su parte, *H. implexiformis* es una especie que ha sido reportada exclusivamente en ambientes de manglar y sistemas lagunares, mientras que *C. caribensis* (anteriormente identificada como *C. nucula*) es más generalista, pudiéndose encontrar también en hábitats de arrecifes coralinos y raíces de mangle (Díaz, 2005; Rützler et al., 2007).

Debido a que *H. implexiformis* estuvo presente en todos los sitios de nuestra área de estudio, se sugiere que esta es una de las especies mejor adaptadas para vivir en ambientes someros con alta variabilidad ambiental (Alcolado, 1999). Mientras que la ausencia de *C. caribensis* y otras especies en las praderas de Champotón, puede deberse a diversos factores ambientales que limitan su distribución, entre los cuales puede estar implicada la depredación por peces y tortugas marinas como se ha documentado en estudios previos (p.ej. Pawlik, 1998; Rützler et al., 2007; Berube et al., 2012; Romero et al., 2013, entre otros). Cabe mencionar que varios estudios realizados en la región del Caribe han reportado a ésta especie de *Chondrilla* como una de las principales fuentes de alimento para la tortuga carey *Eretmochelys imbricata* (Meylan, 1988; Hill, 1998).

De acuerdo con estudios previos hechos en diferentes tipos de hábitats bentónicos, la distribución espacial de las esponjas puede estar influenciada por diversos factores como son el régimen hidrodinámico, tasa de sedimentación, disponibilidad de sustrato, temperatura, luz, competencia por espacio y la depredación (Bell & Barnes, 2000; Jiménez-Prieto et al., 2000; Otero & Lobo, 2009; Núñez-Flores et al., 2010; Cebrian et al., 2011; Prabhakaran et al., 2013; Romero et al., 2013; Archer et al., 2015). Sin embargo, cuando se

examinó (por separado mediante correlaciones de Spearman) la posible influencia de las variables ambientales que se midieron en cada sitio sobre la riqueza de especies, abundancia y biomasa de las esponjas no se encontraron correlaciones significativas.

A través de técnicas multivariantes (análisis BIO-ENV) se pudo determinar que es un conjunto de factores lo que explica la variabilidad espacial de la abundancia (índice de área foliar, régimen hidrodinámico y temperatura) y biomasa (biomasa del pasto, tasa de sedimentación/resuspensión, intensidad de luz, temperatura y profundidad) de las esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos en este estudio. Estos resultados son consistentes con los de otros trabajos donde se ha sugerido que la cantidad de planta disponible es más importante que la complejidad estructural de la pradera para la riqueza específica y abundancia de macroinvertebrados asociados (Attrill et al., 2000). En el caso de la abundancia, el índice de área foliar resultó ser una de las variables más importantes para explicar su variabilidad espacial entre los sitios. Este parámetro puede influir en la distribución de estos organismos, ya que dependen de una superficie disponible para la fijación de sus reclutas (Volkmer-Ribeiro et al., 2012). Asimismo, los ambientes con relativamente alto régimen hidrodinámico también favorecen a organismos filtradores como las esponjas, ya que al tener un flujo de agua constante pasando por su cuerpo puede aumentar su capacidad de retención de partículas para su alimentación y desarrollo (Bell & Barnes, 2000), aunque también bajo condiciones hidrodinámicas extremas (altas) el asentamiento de las larvas de las esponjas en el sustrato puede dificultarse, así como ocasionar fragmentación y/o desprendimiento del sustrato de organismos adultos.

La temperatura del agua también suele desempeñar un papel importante en la distribución de las esponjas. Se ha encontrado que las variaciones en la temperatura del agua (ya sea aumento o descenso) pueden tener efectos negativos en las esponjas marinas, ya que esto puede aumentar su vulnerabilidad a las enfermedades (Pérez et al., 2006; Webster, 2007).

Pequeñas variaciones en la temperatura pueden llegar a causar mortalidad a algunas especies de esponjas con simbiontes bacterianos, es decir, un leve aumento en este factor puede ocasionar un desequilibrio en estas interacciones (a favor del simbionte) que puede conllevar a enfermedades en las esponjas (Cebrian et al., 2011). De igual manera, valores inusuales de temperatura pueden provocar mortalidades masivas en especies que están cerca de los límites de su área geográfica o en las esponjas que viven en la zona intermareal, la cual está sujeta a variaciones más fuertes. Las variaciones en este parámetro también pueden alterar los patrones del ciclo reproductivo de las esponjas, lo que también puede ocasionar cambios en la densidad de la especie en un determinado sitio (Witte et al., 1994).

En cuanto a la sedimentación, en condiciones extremas puede ocasionar un empobrecimiento del ecosistema y afectar la abundancia y el crecimiento de muchas especies de esponjas (Sarà & Vacelet, 1973). Una alta tasa de sedimentación puede retardar el crecimiento de las esponjas puesto que se reduce la capacidad de filtración de estos organismos y genera un mayor gasto energético (Storr, 1996). En este estudio se encontró que los sitios donde la tasa de sedimentación/resuspensión fue mayor también hubo una mayor proporción de arenas gruesas y muy gruesas, lo que probablemente dificulta la filtración de las esponjas.

La disponibilidad de luz, es otro factor que puede ser limitante para las esponjas que contienen simbiontes fotosintéticos y sobre todo donde la interdependencia esponja-simbionte es mutualista. Por lo general, la abundancia y la biomasa de esponjas con simbiontes fotosintéticos suele ser mayor en ambientes más iluminados (Wilkinson & Vacelet, 1979). Aunque también se ha determinado que en zonas someras, sobre todo de ambientes oligotróficos, las esponjas están más expuestas a la luz ultravioleta, lo que también limita su distribución hacia estas zonas. En este estudio, aunque la disponibilidad de luz no varió

significativamente entre sitios, fue uno de los parámetros, que en conjunto con otros, ejercieron mayor influencia sobre la distribución espacial de la biomasa de las esponjas.

Cabe mencionar que las variaciones espaciales registradas (entre los sitios de estudio) en la temperatura del agua y el régimen hidrodinámico y sedimentario pueden estar relacionadas con el diferente grado de exposición que tienen los sitios a las corrientes de agua, y a diferencias en profundidad y en las características estructurales de la pradera (altura y densidad de las hojas de la pradera). Esto último, se debe a que la estructura tridimensional de las praderas de pastos marinos en ambientes someros puede reducir la velocidad de las corrientes y favorecer las depositaciones de sedimentos transportados de otros ecosistemas (García & Duarte, 2001).

Como se mencionó anteriormente, la biomasa foliar del pasto estuvo incluida dentro de los factores que más influyeron en la distribución de la biomasa de las esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos. En un estudio reciente realizado en la Laguna de Términos se determinó que la variabilidad a pequeña escala espacial de la biomasa de esponjas puede estar correlacionada negativamente con la biomasa del pasto marino, aunque esta relación puede depender de cada especie de esponja (Ávila et al., 2015). Esta relación negativa se puede deber a que una pradera densa puede reducir considerablemente las corrientes cerca del fondo, y ocasionar que haya bajos niveles de oxígeno y de carga de partículas para la alimentación de las esponjas. Pero si se toma en cuenta que en praderas con mayor biomasa foliar puede haber una mayor área de superficie (sustrato) disponible para el asentamiento de reclutas de esponjas y un mayor refugio para su posterior desarrollo (Peterson et al., 1984), la relación entre este factor y la biomasa de esponjas podría ser positivo.

Por lo tanto, es probable que la mayor abundancia y riqueza de especies de esponjas registrada en las praderas de *S. filiforme* pueda deberse, entre otros factores, a que esta especie de pasto fue la que tuvo una altura de dosel, densidad y área foliar mayor que las

otras especies de pasto. Esto sugiere que las praderas de *S. filiforme* ofrecen una superficie disponible (sustrato) relativamente mayor para la fijación de las esponjas (Jiménez-Prieto et al., 2000). En cambio, en las praderas de *T. testudinum* y *H. wrightii* se registró una relativamente menor riqueza y abundancia de esponjas, de hecho, no hubo diferencias entre éstas. Aunque los descriptores estructurales (densidad de hojas, altura, biomasa e índice de área foliar) de las tres especies de pastos mostraron una alta variabilidad entre sitios, en las praderas de *S. filiforme* fue común observar algas epifitas adheridas a sus hojas, lo que posiblemente contribuyó a incrementar la disponibilidad de sustrato para las esponjas. Esta hipótesis puede ser apoyada por los resultados de un estudio realizado en la India en ambientes de arrecife de coral en donde encontraron que poblaciones de invertebrados sésiles como el mejillón café *Perna perna* aumentan significativamente el área de sustrato disponible para la fijación de una mayor diversidad de esponjas (Vinod et al., 2014).

A través de este estudio se pudo determinar que las praderas de las tres especies de pastos marinos del área de estudio, por lo general, albergaron una alta abundancia y riqueza de especies de esponjas. Aunque solo los valores de abundancia y riqueza de esponjas obtenidos para *T. testudinum* fueron comparables con los de otras regiones, por lo que se recomienda intensificar los estudios de este tipo, pero sobre todo en praderas de *H. wrightii* y *S. filiforme* en otras localidades a lo largo de su distribución, lo cual permitiría ampliar el conocimiento de su biodiversidad de esponjas y si presentan patrones de distribución similar al registrado en este estudio. Esto es importante porque los hábitats que forman las praderas de pastos marinos, aunque abarcan grandes extensiones, han sido relativamente menos estudiados en comparación con otros tipos de hábitats costeros como son los arrecifes de coral o ambientes rocosos. También porque éstos hábitats han estado sometidos a diversos impactos antropogénicos debido al creciente desarrollo urbano e industrial cerca de la costa en esta región del sur del Golfo de México.

8. Conclusiones

- 1.- El presente estudio contribuye de manera significativa al conocimiento de la biodiversidad de esponjas asociadas a praderas de pastos marinos de la región sur del Golfo de México, ya que se reportan un total de 24 especies, pertenecientes a 11 órdenes, 15 familias y 17 géneros, todas de la clase Demospongiae.
- 2.- Este es el primer estudio ecológico de esponjas (a nivel de comunidad) llevado a cabo en praderas monoespecíficas de *S. filiforme* y *H. wrightii*, por lo que no fue posible comparar la estructura de la comunidad de esponjas con estudios previos realizados en estas especies de pasto marino.
- 3.- Las praderas de *S. filiforme* fueron, por lo general, las que albergaron una mayor diversidad de esponjas, y las de *T. testudinum* las que tuvieron una menor diversidad. Los valores de riqueza de especies del presente estudio estuvieron dentro del rango de los valores reportados en otras partes del mundo.
- 4.- En las praderas de *S. filiforme* hubo un predominio de especies de esponjas con forma incrustante, mientras que en las de *T. testudinum* dominaron especies con formas masiva-ramificada.
- 5.- Las comunidades de esponjas asociadas a las praderas de pastos marinos de este estudio estuvieron dominadas por unas pocas especies, tanto en términos de abundancia (*Chondrilla caribensis*, *Haliclona implexiformis* y *Mycale microsigmatosa*) como de biomasa (*H. implexiformis*, *C. caribensis* y *Cliona varians*), tal como se ha documentado en otros ambientes marinos como arrecifes de coral y hábitats de raíces manglar.
- 6.- Los valores de los índices de Diversidad de Shannon-Wiener y de Dominancia de Simpson registrados en las praderas de pastos marinos del presente estudio variaron

dependiendo de la especie de pasto dominante en la pradera. Las praderas de *S. filiforme* se caracterizaron por tener la mayor diversidad específica y menor dominancia. Por su parte, el índice de Equitatividad de Pielou indicó que la abundancia de las especies que estuvieron presentes en las praderas de las tres especies de pastos marinos fue altamente heterogénea.

- 7.- Las praderas ubicadas dentro de la Laguna de Términos compartieron únicamente el 12.5% del total de especies de esponjas registradas con las de la localidad de Champotón, lo cual corresponde a tres especies (*H. implexiformis*, *M. microsigmatosa* y *Dysidea etheria*). Esta diferencia en composición de especies confirma la importancia de integrar localidades de muestreo con diferentes características ambientales para obtener una mejor caracterización de la biodiversidad.
- 8.- La variabilidad espacial registrada en la riqueza de especies, abundancia y biomasa de esponjas no estuvo relacionada con un factor ambiental en particular, sino más bien con una combinación de varios factores. Entre los factores que más influyeron en la abundancia están el índice de área foliar, el régimen hidrodinámico y la temperatura, mientras que para la biomasa fueron tasa de sedimentación/resuspensión, intensidad de luz, temperatura, profundidad y biomasa del pasto.
- 9.- Mediante los análisis de clasificación y ordenación utilizando los datos de abundancia y de biomasa se pudieron detectar agrupaciones de sitios con diferentes ensamblajes de esponjas. Estas agrupaciones no dependieron de la especie de pasto dominante en la pradera, sino más bien de un conjunto de factores ambientales que incluye a las características estructurales de las praderas de pastos marinos.

9. Bibliografía.

- Amaro, M. & I. Liñero. 2006. Esponjas más comunes en ambientes someros (Porifera: Demospongiae) de la Bahía de Mochima, Estado Sucre, Venezuela. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente. 45 (2): 109-125.
- Aguirre-Aguirre, A., G. Duque & D. I. Gómez-López. 2007. Caracterización de la fauna de macroinvertebrados epibentónicos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König, 1805) en La Guajira, Caribe Colombiano. 58th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. GCFI: 58: 56-61.
- Alcolado, P. 1999. Comunidades de esponjas de los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. 28: 95-124.
- Archer, S. K., E. W. Stoner & C. A. Layman. 2015. A complex interaction between a sponge *Halichondria melanadocia* and a seagrass *Thalassia testudinum* in a subtropical coastal ecosystem. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 465: 33-40.
- Attrill, M. J., J. A. Strong & A. A. Rowden. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? Ecography. 23: 114–21.
- Ávila, E. & J. L. Carballo. 2004. Growth and standing stock biomass of a mutualistic association between the sponge *Haliclona caerulea* and the red alga *Jania adherens*. Symbiosis. 36(3): 225-244.
- Ávila, E., A. K. Ávila-García & J. A. Cruz-Barraza. 2015a. Temporal and small-scale spatial variations in abundance and biomass of seagrass-dwelling sponges in a tropical estuarine system. Marine Ecology. 36(3): 623-636.

- Ávila, E., B. Yáñez & L. E. Vázquez-Maldonado. 2015b. Influence of habitat structure and environmental regime on spatial distribution patterns of macroinvertebrate assemblages associated with seagrass bed in a southern Gulf of Mexico coastal lagoon. *Marine Biology Research*. 11(7): 755-764.
- Ávila, E., & A. L. Ortega-Bastida. 2015. Influence of habitat and host morphology on macrofaunal assemblages associated with the sponge *Halichondria melanadocia* in an estuarine system of the southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology*. 36(4): 1345-1353.
- Barnes, P. B., A. R. Davis & D. E. Roberts. 2006. Sampling patchily distributed taxa: a case study using cost-benefit analysis for sponges and ascidians in coastal lakes of New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series*. 319: 55-64.
- Bell, J. J. 2008. The functional roles of marine sponges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 79: 341-353.
- Bell, J. J. & D. K. A. Barnes. 2000. A sponge diversity centre within a marine "island". *Hydrobiologia*. 440: 55-64.
- Berube, M. D., S. G. Dunbar, K. Rützler & W. K. Hayes. 2012. Home range and foraging ecology of juvenile hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on inshore reefs of Honduras. *Chelonian Conservation and Biology*. 11(1): 33-43.
- Blomquist, S. & K. Kofoed. 1981. Sediment trapping: A subaquatic in situ experiment. *Limnology and Oceanography*. 26: 585-90.
- Botello, A. V. 1978. Variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequías y lluvias (mayo y noviembre de 1974) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 5: 159-178.

- Boury-Esnault, N. & K. Rützler. 1997. Thesaurus of Sponge Morphology. Smithsonian Contributions to Zoology. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. Num 596. pp 54.
- Bruno, J. F. & M. D. Bertness. 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. *In*: Bertness, M. D. (eds). *Marine Community Ecology*. Sinauer. pp. 201-218.
- Butler, M. J., J. H. Hunt, W. F. Herrnkind, M. J. Childress, R. Bertelsen, W. Sharp, T. Matthews, J. M. Field, H. G. Marshall. 1995. Cascading disturbances in Florida Bay, USA: cyanobacteria blooms, sponge mortality and implications for juvenile spiny lobsters *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series*. 129: 119-125.
- Carballo, J. L., E. Ávila, S. Enríquez & L. Camacho. 2006. Phenotypic plasticity in a mutualistic association between the sponge *Haliclona caerulea* and the calcareous macroalga *Jania adherens* induced by transplanting experiments. I: morphological responses of the sponge. *Marine Biology*. 148: 467-478.
- Carrera-Parra, L. F. & J. M. Vargas-Hernández. 1996. Comunidad críptica de esponjas del arrecife de Isla de En medio, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*. 44(3): 311-321.
- Cebrian, E., M. J. Uriz, J. Garrabou & E. Ballesteros. 2011. Sponge mass mortalities in a warming Mediterranean Sea: are Cyanobacteria-Harboring species worse off?. *PLoS ONE* 6(6): e20211.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143.
- Colman, A. S. 2015. Sponge symbionts and the marine P cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 112(14) :4191-4192.

- Dauer, D. M. & J. L. Simon. 1975. Lateral or along-shore distribution of the polychaetes annelids of an intertidal sandy habitat. *Marine Biology*. 31: 363-370.
- Díaz, M. C. & B. B. Ward. 1997. Sponge-mediated nitrification in tropical benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 156: 97-107.
- Díaz, M. C. & K. Rutzler. 2001. Sponges: An essential component of Caribbean Coral Reefs. *Bulletin of Marine Science*. 2: 535-546.
- Díaz, M. J. M. & D. I. Gómez-López. 2003. Cambios históricos en la distribución y abundancia de praderas de pastos marinos en la Bahía de Cartagena y áreas aledañas (Colombia). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 32: 54-74.
- Díaz, M. J. M., L. M. Barrios & D. I. Gómez-López. 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia. Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Colombia. pp. 162.
- Díaz, M. C., K. P. Smith & K. Rützler. 2004. Sponge species richness and abundance as indicators of mangrove epibenthic community health. *Atoll Research Bulletin*. 518: 1-17.
- Díaz, M. C. 2005. Common sponges from shallow marine habitats from Bocas del Toro Region, Panama. *Caribbean Journal of Science*. 41(3): 465-475.
- Engel, S. & J. R. Pawlik. 2005. Interactions among Florida sponges. II. Mangrove habitats. *Marine Ecology Progress Series*. 303: 145-152.
- Erdman, R. B. & N. J. Blake. 1987. Population dynamics of the sponge-dwelling alpheid *Synalpheus longicarpus*, with observations on *S. brooksi* and *S. pectiniger*, in shallow-water assemblages of the Eastern Gulf of Mexico. *Journal Crustacean Biology*. 7: 328-337.

- Escobar-Briones, E. G. & L. A. Soto. 1988. Mysidacea from Terminos Lagoon, southern Gulf of Mexico, and description of a new species of *Taphromysis*. *Journal of Crustacean Biology*. 8: 639-55.
- Folk, R. L. 1965. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing Company. Austin, Texas. pp 565.
- García, E. 1973. Precipitación en la República Mexicana y evaluación de su probabilidad: Estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo. En CETENAL (Ed.) *Climas EP/73006* CETENAL UNAM: 56 p.
- García, E. & Duarte, C. M. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52(4): 505-514.
- González-Ortiz, V., L. G. Egea, R. Jiménez-Ramos, F. Moreno-Marín, J. L. Pérez-Lloréns, T. J. Bouma & F. G. Brun. 2014. Interactions between seagrass complexity, hydrodynamic flow and biomixing alter food availability for associated filter-feeding organisms. *PLoS ONE* 9(8): e104949.
- Guichard, F. & E. Bourget. 1998. Topographic heterogeneity, hydrodynamics, and benthic community structure: a scale-dependent cascade. *Marine Ecology Progress Series*. 171: 59-70.
- Hemminga, M. A. & C. M. Duarte. 2004. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. pp 298.
- Hill, M. S. 1998. Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. *Oecologia*. 117(1-2): 143-150.
- Hoese, H. D. & R. S. Jones. 1963. Seasonality of larger animal in a Texas turtle grass community. *Publication of the Institute of Marine Science. University of Texas*. 9: 37-47.

- Hooper, J. N. A. & R. W. M Van Soest. 2002. *Systema Porifera: A Guide to the Classification of Sponges*. New York, NY, USA: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Inman, D. L. 1952. Measures for describing the size distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*. 22(3): 125-145.
- Jackson, E. L., C. Boström & C. A. Simenstand. 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 68(3-4): 383-403.
- Jiménez-Prieto, M., I. Liñero-Arana, J. P. Blanco-Rambla & J. Fermín. 2000. Macrofauna béntica asociada con *Thalassia testudinum* en Bahía de Mochima, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. 48: 233-242.
- Kaplan, E. H. 1982. *A Field Guide to Coral Reefs of the Caribbean and Florida*. Peterson Field Guide, Mifflin. Boston. 289 p.
- Komatsu, T. & H. Kawai, 1992. Measurements of time-averaged intensity of water motion with plaster balls. *Journal of Oceanography*. 48: 353-365.
- Maldonado, M. & C. M. Young, 1996. Effects of physical factors on larval behavior, settlement and recruitment of four tropical demosponges. *Marine Ecology Progress Series*. 138: 169-180.
- Maldonado, M., M. Ribes & F. C. van Duyl. 2012. Nutrient fluxes through sponges: biology, budgets, and ecological implications. *In: Becerro, M. A., M. J. Uriz, M. Maldonado & X. Turon (eds). Advances in Sponge Science: Physiology, Chemical and Microbial Diversity*. Biotechnology. pp 113-182.
- Meylan, A. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. *Science*. 239(4838): 393-395.

- Moore, K. A. & R. L. Wetzel. 1988. The distribution and productivity of seagrasses in the Terminos Lagoon. *In*: A. Yañez Arancibia & J. W. Day, Jr. (eds.). *Ecología de los ecosistemas costeros del sur del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. pp. 207-220.
- Muus, B. J. 1968. A field method for measuring "exposure" by means of plaster balls: a preliminary account. *Sarsia*. 34: 61-68.
- Núñez-Flores, M., J. G. Rodríguez-Quintal & M. C. Díaz. 2010. Distribución de esponjas (Porífera) a lo largo de un gradiente de profundidad en un arrecife coralino, Parque Nacional San Esteban, Carabobo, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. 58(3): 175-187.
- Odum, H. T. 1977. Primary production measurements in eleven Florida spring and marine turtle grass community. *Limnology and Oceanography*. 2(2): 85-97.
- Otero, O. A. & J. R. Lobo. 2009. Macroinvertebrados asociados a pastos marinos (*Thalassia testudinum*) en el Golfo de Morrosquillo (zona de Berrugas) Departamento de Sucre. Universidad de Sucre. Facultad de Educación y Ciencias. Programa de Biología con énfasis en biotecnología, Sincelejo-Sucre. pp. 114.
- Pansini, M. & R. Pronzato. 1983. Distribution and ecology of epiphytic Porifera in two *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows of the Ligurian and Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology*. 6(1): 1-11.
- Pawlik, J. R. 1998. Coral reef sponges: Do predatory fishes affect their distribution?. *Limnology and Oceanography*, 43(6): 1396-1399.
- Pérez, T., B. Perrin, S. Carteron, J. Vacelet, & N. Boury-Esnault. 2006. *Celtodoryx morbihanensis* gen. nov. sp. nov., a new sponge species (Poecilosclerida, Demospongiae)

invading the Gulf of Morbihan (NE Atlantic-France). *Cahiers de Biologie Marine*. 47: 205-214.

Peterson, C. H., H. C. Summerson & R. B. Duncan. 1984. The influence of seagrass cover on population structure and individual growth rate of a suspension feeding bivalve, *Mercenaria mercenaria*. *Journal of Marine Research*. 42: 123-138.

Phillips, R. C. & E. G. Meñez. 1988. Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*. 34: 1-104.

Phleger, F. B. & A. Ayala-Castañares. 1971. Processes and History of Terminos Lagoon, Mexico. *Bulletin of American Association of Petroleum Geologists*. 55: 2130-2140.

Prabhakaran, M. P., N. G. K. Pillai, P. R. Jayachandran & S. Bijoy-Nandan. 2013. Species composition and distribution of sponges (phylum: Porifera) in the seagrass ecosystem of Minicoy Atoll, Lakshadweep, India. *In: Venkataraman K., Sivaperuman C., Raghunathan C. (eds) Ecology and Conservation of Tropical Marine Faunal Communities*. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 43-54.

Romero, M. A., E. Villamizar & N. Malaver. 2013. Estructura de la comunidad de esponjas (Porífera) en tres arrecifes del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela y su relación con algunas variables ambientales. *Revista de Biología Tropical*. 61(3): 1229-1241.

Rützler, K., S. Duran & C. -Piantoni. 2007. Adaptation of reef and mangrove sponges to stress: evidence for ecological speciation exemplified by *Chondrilla caribensis* new species (Demospongiae, Chondosida). *Marine Ecology*. 28: 95-111.

Sarà, M. & M. Vacelet. 1973. Ecologie des Demosponges. *In: P. P. Grassé (ed.). Traité de Zoologie Paris, Masson, vol. III, pp. 462-576.*

- Seimiya, M., H. Ishiguro, K. Miura, Y. Watanabe & Y. Kurosawa. 1994. Homeobox-containing genes in the most primitive metazoa, the sponges. *European Journal of Biochemistry*. 221: 219-225.
- Short, F. T., B. Polidoro, S. R. Livingstone, E. Carpenter, S. Bandeira, J. S. Bujang, H. P. Calumpong, T. J. B. Carruthers, R. G. Coles, W. C. Dennison, P. L. A. Erftemeijer, M. D. Fortes, A. S. Freeman, T. G. Jagtap, A. H. M. Kamal, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, Y. A. La Nafie, I. M. Nasution, R. J. Orth, A. Prathep, J. C. Sanciangco, B. van Tussenbroek, S. G. Vergara, M. Waycott & J. C. Zieman. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biology Conservation*. 144(7): 1961-1971.
- Sivaleela, G., S. Deepak, T. Anbalagan & S. Shrinivaasu. 2013. Seagrasses associated marine sponges in Palk Bay. *Records of Zoological Survey of India*. 113: 01-07.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 2003. *Biometry*. Third edition, eighth printing. W. H. Freeman and Co. pp. 887.
- Storr, J. F. 1976. Ecological factors controlling sponge distribution in the Gulf of Mexico and the resulting zonation. *In*: F. W. Harrison & R. R. Cowden (eds.). *Aspects of Sponge Biology*. Academic, Londres y Nueva York, EE.UU. pp. 261-276.
- Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons. 1960. *A practical handbook of seawater analysis*. Second edition. Bulletin 167. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Canada. pp. 328.
- Vargas-Maldonado, I. & A. Yáñez-Arancibia. 1986. Estructura de las comunidades de peces en sistemas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. 14: 181-96.
- Vinod, K., R. M. George, P. A. Thomas, M. K. Manisseri & G. Shylaja. 2014. Diversity and distribution of shallow water sponges (Porifera) in the coastal waters from Enayam to Kollam, south-west coast of India. *Indian Journal Fisheries*. 61(3): 52-57.

- Volkmer-Ribeiro, C. V., da Veiga Júnior, V. F., Guadagnin, D. L., de Barros Menezes, I., & Herzog, C. C. B. 2012. Composition, distribution and substrates of the sponge fauna (Porifera: Demospongiae) at the National Park of Anavilhanas. *Neotropical Biology and Conservation*. 7(3): 188-198.
- Webster, N. S. 2007. Sponge disease: a global threat?. *Environmental Microbiology*. 9(6): 1363-1375.
- Westinga, E. & P. C. Hoetjes. 1981. The intrasponge fauna of *Sphaciospongia vesparia* (Porifera, Demospongiae) at Curacao and Bonaire. *Marine Biology*. 62: 139-150.
- Wildermann, N. E. 2012. Distribución y estructura comunitaria de esponjas marinas en parches arrecifales y pastos marinos del Golfo de Venezuela. Tesis de Grado. Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias, División de Estudios para Graduados, Maestría en Ciencias Biológicas. Maracaibo. República Bolivariana de Venezuela. pp 100.
- Wilkinson, C. R. & J. Vacelet. 1979. Transplantation of marine sponges to different conditions of light and current. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 37: 91-104.
- Witte, U., D. Barthel & O. Tendal. 1994. The reproductive cycle of the sponge *Halichondria panicea* Pallas (1766) and its relationship to temperature and salinity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 183(1): 41-52.
- Wong, M. C. & B. Vercaemer. 2012. Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Invasions*. 7(3): 315-326.
- Wulff, J. L. 2006. Ecological interactions of marine sponges. *Canadian Journal of Zoology*. 84: 146-166.
- Wulff, J. L. 2008. Collaboration among sponge species increases sponge diversity and abundance in a seagrasses meadow. *Marine Ecology*. 29: 193-204.

Wulff, J. L. 2012. Ecological interactions and the distribution, abundance and diversity of sponges. *In: Becerro, M. A. (eds.). Advances in Sponge Science: Phylogeny, Systematics, Ecology.* Advances in Marine Biology. Academic Press, Oxford. 61: 273-344.

Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. Fifth edition. Department of Biological Sciences. Northern Illinois University. Pearson Education Inc. 944 pp.

Zhang, F., L. C. Blasiak, J. O. Karolin, R. J. Powell, C. D. Geddes & R. T. Hill. 2015. Phosphorus sequestration in the form of polyphosphate by microbial symbionts in marine sponges. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 112(14): 4381-4386.

ANEXOS

Tabla 1. Fecha y hora de las tomas de muestra de esponjas y pastos, así como de cada uno de los parámetros medidos en los sitios de muestreo de la Laguna de Términos y de Champotón.

Parámetros	Hw1		Sf1		Tt1		Hw2		Sf2		Tt2		Hw3		Sf3		Tt3	
	Fecha	Hora																
Temperatura																		
Salinidad																		
Oxígeno																		
Transparencia	19/04/17	09:56	19/04/17	09:25	19/04/17	10:27	19/04/17	10:38	19/04/17	10:49	19/04/17	11:02	19/05/17	10:00	19/05/17	11:00	19/05/17	11:30
Profundidad																		
Granulometría																		
Sólidos totales disueltos																		
Tasa de sedimentación	19/04/17	9:40	19/04/17	9:20	19/04/17	10:30	19/04/17	10:40	19/04/17	10:55	19/04/17	11:05	19/05/17	10:10	19/05/17	11:05	19/05/17	11:30
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	22/06/17	10:00	22/06/17	10:20	22/06/17	10:40	22/06/17	10:45	22/06/17	11:00	22/06/17	11:20	21/06/17	10:30	21/06/17	11:30	21/06/17	11:45
Régimen hidrodinámico	19/04/17	09:56	19/04/17	09:25	19/04/17	10:27	19/04/17	10:38	19/04/17	10:49	19/04/17	11:02	19/05/17	11:00	19/05/17	10:00	19/05/17	11:15
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	24/04/17	14:00	24/04/17	11:45	24/04/17	14:40	24/04/17	14:50	24/04/17	14:55	24/04/17	15:08	22/05/17	11:00	22/05/17	12:00	22/05/17	11:30
Intensidad lumínica	10/11/17	6:00	10/11/17	6:00	10/11/17	6:00	10/11/17	6:00	10/11/17	6:00	10/11/17	6:00	17/11/17	6:00	17/11/17	6:00	17/11/17	6:00
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12/11/17	18:00	12/11/17	18:00	12/11/17	18:00	12/11/17	18:00	12/11/17	18:00	12/11/17	18:00	19/11/17	18:00	19/11/17	18:00	19/11/17	18:00
Muestreo de esponjas y pastos	19/04/17	10:00	19/04/17	10:00	19/04/17	10:00	19/04/17	10:00	19/04/17	10:00	19/04/17	10:00	19/05/17	10:00	19/05/17	10:00	19/05/17	10:00
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	24/04/17	14:00	24/04/17	14:00	24/04/17	14:00	24/04/17	14:00	24/04/17	14:00	24/04/17	14:00	22/05/17	14:00	22/05/17	14:00	22/05/17	14:00

Tabla 2. Especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino en las localidades de la Laguna de Términos y de Champotón. La forma encontrada para cada especie de esponja. I = Incrustante, M = Masiva, G = Globular, O = Ovoide, D = Digitada, P = Perforadora, MR = Masiva Ramificada, R = Reptante y C = Cojincillo. Y la ubicación encontrada de la esponja dentro de la pradera.

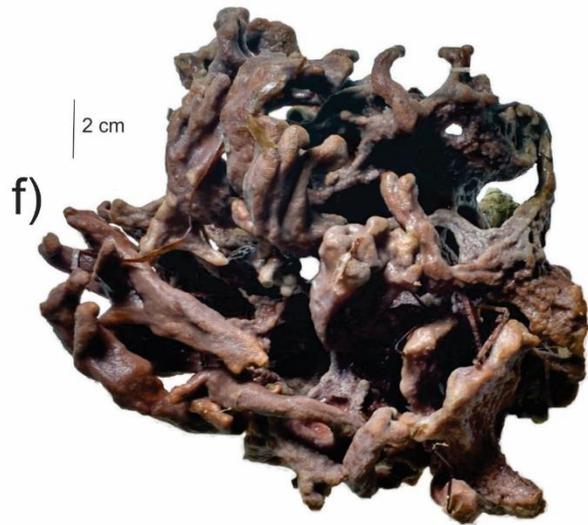
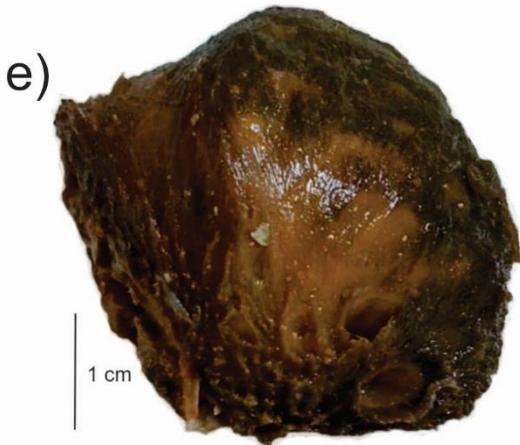
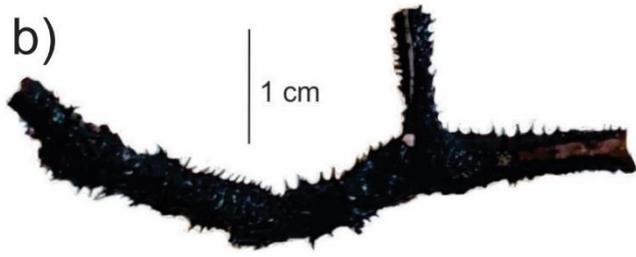
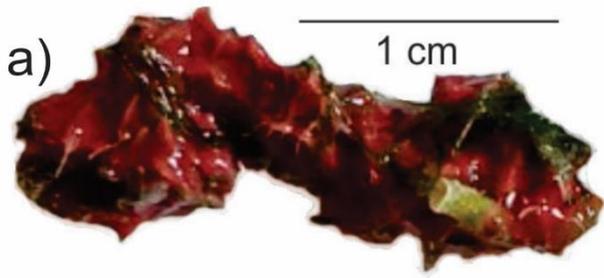
ORDEN	FAMILIA	GENERO / ESPECIE	FORMA	UBICACIÓN
Dendroceratida	Darwinellidae	<i>Aplysilla glacialis</i> (Merejkowski, 1878)	I	Epifita
		<i>Chelonaplysilla</i> cf. <i>erecta</i> (Row, 1911)	I	Epifita
Axinellida	Axinellidae	<i>Axinella</i> sp. Schmidt, 1862	I	Epifita
Chondrillida	Chondrillidae	<i>Chondrilla caribensis</i> Rützler, Duran & Piantoni, 2007	M	Epifita / Sustrato
Tetractinellida	Tetillidae	<i>Cinachyrella apion</i> (Uliczka, 1929)	G	Sustrato
	Ancorinidae	<i>Stelletta</i> cf. <i>kallitetilla</i> (de Laubenfels, 1936)	G	Sustrato
Clionaida	Clionaidae	<i>Cliona varians</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	D	Sustrato
		<i>Pione lampa</i> (de Laubenfels, 1950)	P	Concha
Dictyoceratida	Dysideidae	<i>Dysidea etheria</i> de Laubenfels, 1936	M	Epifita
		<i>Dysidea</i> cf. <i>variabilis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	M	Epifita
Haplosclerida	Chalinidae	<i>Haliclona (Soestella) caerulea</i> (Hechtel, 1965)	MR	Epifita
		<i>Haliclona (Reniera) impelxiformis</i> (Hechtel, 1965)	MR	Epifita / Sustrato
		<i>Haliclona (Reniera) chlorilla</i> Bispo, Correia & Hajdu, 2016	R	Epifita
		<i>Haliclona</i> sp. Grant, 1841	C	Epifita
Suberitida	Halichondriidae	<i>Halichondria (Halichondria) melanadocia</i> de Laubenfels, 1936	MR	Epifita / Sustrato
	Suberitidae	<i>Terpios</i> cf. <i>belindae</i> Rützler & Smith, 1993	I	Epifita
Poecilosclerida	Coelosphaeridae	<i>Lissodendoryx (Lissodendoryx) carolinensis</i> Wilson, 1911	M	Epifita
		<i>Lissodendoryx (Lissodendoryx) isodyctialis</i> (Carter, 1882)	M	Epifita
	Mycalidae	<i>Mycale (Carmia) magnirhaphidifera</i> van Soest, 1984	I	Epifita
		<i>Mycale (Carmia) microsigmatosa</i> Arndt, 1927	I	Epifita
		<i>Mycale</i> sp. Gray, 1867	I	Epifita
Tedaniidae	<i>Tedania (Tedania) ignis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	M	Epifita	
Scopalinida	Scopalinidae	<i>Scopalina ruetzleri</i> (Wiedenmayer, 1977)	I	Epifita
Tethyida	Tethyidae	<i>Tethya</i> cf. <i>actinia</i> de Laubenfels, 1950	G	Epifita / Sustrato

Tabla 3. Abundancia promedio por m² (\pm desviación estándar, n = 3) de cada una de las especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. (***) No se pudo obtener la abundancia). Hw = *Halodule wrightii*, Sf = *Syringodium filiforme*, Tt = *Thalassia testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

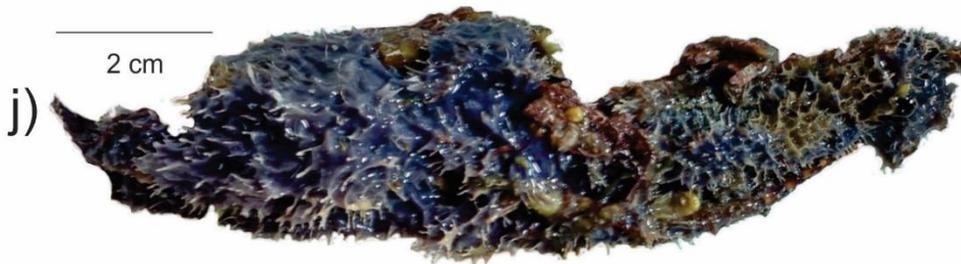
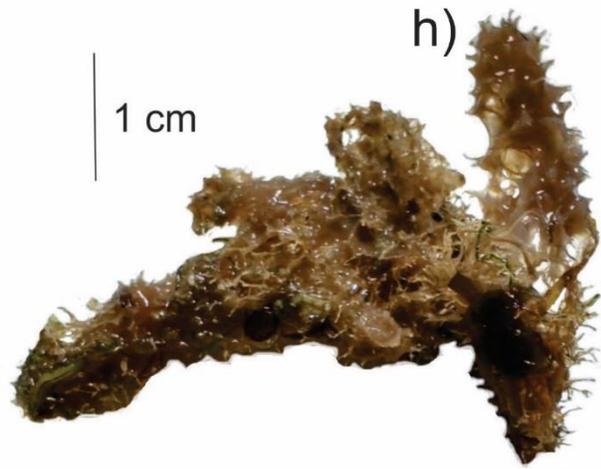
Especies	Hw1	Sf1	Tt1	Hw2	Sf2	Tt2	Hw3	Sf3	Tt3
<i>Aplysilla glacialis</i>		0.08 \pm 0.04			0.25 \pm 0.2				
<i>Axinella</i> sp.								0.05 \pm 0	
<i>Chelonaplysilla</i> cf. <i>erecta</i>								0.47 \pm 0.2	
<i>Chondrilla caribensis</i>	0.6 \pm 0.6	2.7 \pm 1.6	0.05 \pm 0	2.82 \pm 0.2	4.52 \pm 1.2	0.01 \pm 0			
<i>Cinachyrella apion</i>								0.2 \pm 0	
<i>Cliona varians</i>	0.17 \pm 0.03								
<i>Dysidea etheria</i>				0.08 \pm 0.03	0.32 \pm 0.03			0.05 \pm 0	
<i>Dysidea</i> cf. <i>variabilis</i>					0.05 \pm 0				
<i>Haliclona caerulea</i>					0.3 \pm 0				
<i>Haliclona implexiformis</i>	0.13 \pm 0.1	0.37 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0.05 \pm 0	1.03 \pm 0.2	2 \pm 1.8	1.5 \pm 0.7	0.05 \pm 0	2.2 \pm 1.7
<i>Haliclona chlorilla</i>								***	
<i>Haliclona</i> sp.					0.1 \pm 0				
<i>Halichondria melanadocia</i>				0.1 \pm 0.05					
<i>Lyssodendoryx carolinensis</i>				0.05 \pm 0	0.12 \pm 0.08	0.15 \pm 0			
<i>Lyssodendoryx isodyctialis</i>				0.13 \pm 0.1	0.1 \pm 0				
<i>Mycale magnirhaphidifera</i>		0.12 \pm 0.08		0.08 \pm 0.04	0.1 \pm 0	0.05 \pm 0			
<i>Mycale microsigamatosia</i>		0.3 \pm 0						0.98 \pm 0.7	
<i>Mycale</i> sp.								0.05 \pm 0	
<i>Pione lampa</i>						0.05 \pm 0			
<i>Scopalina ruetzleri</i>								0.42 \pm 0.4	
<i>Stelletta</i> cf. <i>kallitetilla</i>								0.05 \pm 0	
<i>Tedania ignis</i>	0.1 \pm 0								
<i>Terpios</i> cf. <i>belindae</i>								0.05 \pm 0	
<i>Tethya</i> cf. <i>actinia</i>		0.17 \pm 0.08		0.13 \pm 0.1	0.08 \pm 0.04	0.01 \pm 0			

Tabla 4. Biomasa promedio por m² (\pm desviación estándar, n = 3) de cada una de las especies de esponjas asociadas a las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. (***) No se pudo obtener la biomasa). Hw = *Halodule wrightii*, Sf = *Syringodium filiforme*, Tt = *Thalassia testudinum*. 1 y 2 = Laguna de Términos y 3 = Champotón.

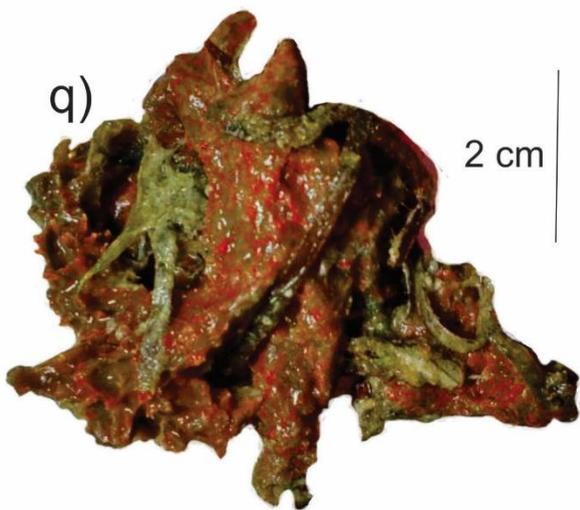
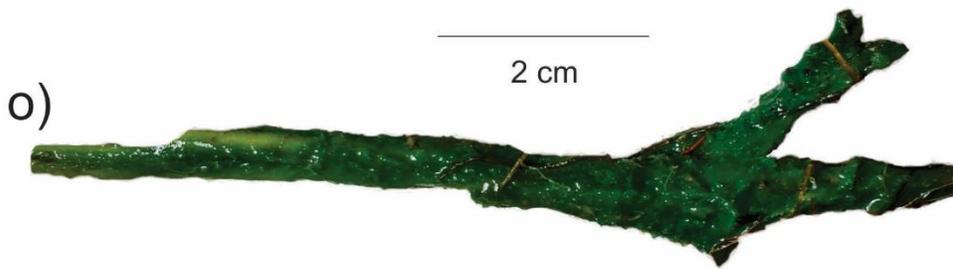
Especies	Hw1	Sf1	Tt1	Hw2	Sf2	Tt2	Hw3	Sf3	Tt3
<i>Aplysilla glacialis</i>		0.01 \pm 0.004			0.12 \pm 0.08				
<i>Axinella</i> sp.								0.06 \pm 0	
<i>Chelonaplysilla</i> cf. <i>erecta</i>								0.18 \pm 0.09	
<i>Chondrilla caribensis</i>	6.19 \pm 4.4	21.3 \pm 16.3	0.6 \pm 0	11.9 \pm 3.1	14.4 \pm 7.2	10 \pm 0			
<i>Cinachyrella apion</i>								1.4 \pm 0	
<i>Cliona varians</i>	32.1 \pm 17.7								
<i>Dysidea etheria</i>				1.07 \pm 0.8	3.4 \pm 2.4			0.02 \pm 0	
<i>Dysidea</i> cf. <i>variabilis</i>					0.15 \pm 0				
<i>Haliclona caerulea</i>					1.3 \pm 0				
<i>Haliclona implexiformis</i>	4.04 \pm 4.6	10.2 \pm 5.9	12.9 \pm 4.7	0.37 \pm 0.3	24.5 \pm 7	59.2 \pm 55.9	27.3 \pm 7.8	0.98 \pm 0	67.8 \pm 41.3
<i>Haliclona chlorilla</i>								6.1 \pm 3.3	
<i>Haliclona</i> sp.					0.03 \pm 0				
<i>Halichondria melanadocia</i>				0.47 \pm 0.3					
<i>Lyssodendoryx carolinensis</i>				0.6 \pm 0.4	0.37 \pm 0.3	0.69 \pm 0			
<i>Lyssodendoryx isodyctialis</i>				1.96 \pm 1.6	0.19 \pm 0				
<i>Mycale magnirhaphidifera</i>		0.21 \pm 0.2		0.24 \pm 0.2	0.28 \pm 0.05	0.3 \pm 0			
<i>Mycale microsigamatosia</i>		0.3 \pm 0						1.8 \pm 1.5	
<i>Mycale</i> sp.								0.1 \pm 0	
<i>Pione lampa</i>						***			
<i>Scopalina ruetzleri</i>								0.3 \pm 0.3	
<i>Stelletta</i> cf. <i>kallitetilla</i>								3.8 \pm 0	
<i>Tedania ignis</i>	2.6 \pm 0								
<i>Terpios</i> cf. <i>belindae</i>								0.01 \pm 0	
<i>Tethya</i> cf. <i>actinia</i>		0.89 \pm 0.5		0.27 \pm 0.3	0.14 \pm 0.07	0.49 \pm 0			



Continua



Continua

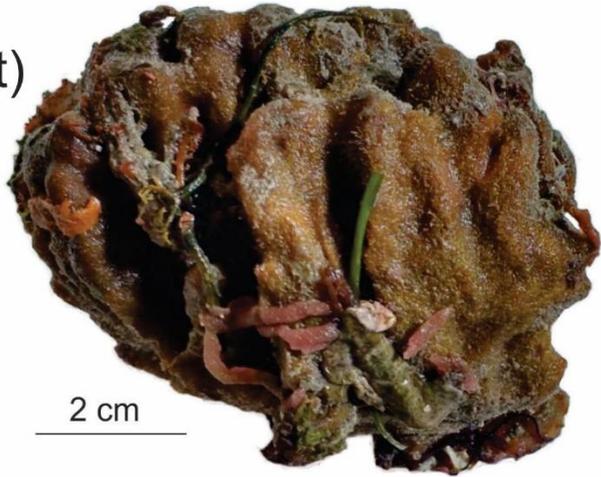


Continua

s)



t)



u)

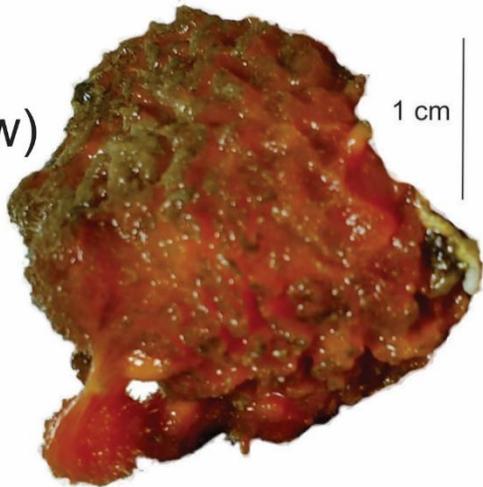


2 cm

v)



w)



x)



Lamina 1. Esponjas marinas asociadas en las tres especies de pasto marino de la Laguna de Términos y de Champotón. a) *Aplysilla glacialis*, b) *Chelonaplysilla* cf. *erecta*, c) *Axinella* sp., d) *Chondrilla caribensis*, e) *Cinachyrella apion*, f) *Cliona varians*, g) *Haliclona implexiformis*, h) *Dysidea* cf. *variabilis*, i) *Haliclona caerulea*, j) *Dysidea etheria*, k) *Haliclona* sp., l) *Haliclona chlorilla*, m) *Lyssodendoryx carolinensis*, n) *Lyssodendoryx isodyctialis*, o) *Mycale magnirhaphidifera*, p) *Mycale* sp., q) *Mycale microsigmatosa*, r) *Halichondria melanadocia*, s) *Terpios* cf. *belindae*, t) *Stelletta* cf. *kallitetilla*, u) *Tedania ignis*, v) *Pione lampa*, w) *Tethya* cf. *actinia* y x) *Scopalina ruetzleri*.