

00366

3

LIBRERIA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO**

**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y  
LIMNOLOGIA**

**POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA**

**VARIACIONES EN LA COMPOSICION Y ABUNDANCIA  
EN LA FAUNA DE DECAPODOS ASOCIADOS A PASTIZALES  
MARINOS EN EL CARIBE MEXICANO**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**(BIOLOGIA MARINA)**

**P R E S E N T A**

**LUZ VERONICA MONROY VELAZQUEZ**

**DIRECTORA DE TESIS: DRA. PATRICIA DOLORES BRIONES FOURZAN**

**COMITE TUTORAL: DR. ENRIQUE LOZANO ALVAREZ  
DR. ADOLFO GRACIA GASCA**

Puerto Morelos, Q. Roo 2000

286679



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**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.

A mis padres, con profundo agradecimiento  
por su amor

A mi abuelita Lupita y a mis hermanos por su  
generosidad, su apoyo  
y confianza

A la memoria de mi querida Diana Karina

A Natalia Ayala Sciaffino

A alguien muy especial

## AGRADECIMIENTOS

Con especial atención a la Dra. Patricia Briones Fourzán, por la acertada dirección del presente estudio, por su apoyo, asesoría y paciencia.

Así mismo, quiero expresar mi gratitud al Dr. Enrique Lozano Alvarez, Dr. Adolfo Gracia Gasca, Dra. Lourdes Segura Puertas y Dra. Brigitta van Tussenbroek por la asesoría brindada y por sus valiosos comentarios para mejorar esta tesis.

A la Biól. Cecilia Barradas y M. C. Fernando Negrete, por la enorme ayuda brindada en el trabajo de campo y de laboratorio, pero sobre todo, por su bella amistad.

A la Dra. Susana Enríquez y Dra. Ania Banaszak, por su linda amistad, por sus consejos y por motivarme siempre con su alegría contagiosa.

Con cariño a las Biólogas Karina Orduña, Isabel Pantoja y Gabriela Reyes, por los lazos fraternos que nos unen.

A todo el personal de la estación, en especial a Judith Vázquez, Marcy Durán, Mary Carmen y Lolita, por su invaluable ayuda en todo momento.

A Pedro Cervantes, Adrián Medina, Ruth Escamilla y Mario Guevara.

**CONTENIDO**

	Páginas
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
ANTECEDENTES	4
OBJETIVOS E HIPÓTESIS	5
AREA DE ESTUDIO	6
MATERIALES Y MÉTODOS	9
I. Actividades de campo	9
Descripción de estaciones de muestreo	9
Muestreos	10
II. Trabajo de Laboratorio	12
Fauna de decápodos	12
Vegetación marina	13
Análisis de datos	13
RESULTADOS	16
DISCUSIÓN	46
CONCLUSIONES	59
LITERATURA CITADA	61
Apéndice A	71
Apéndice B	76

## RESUMEN

En el presente estudio se analizó la estructura de la comunidad de la fauna de decápodos asociados a macrofitas en cinco estaciones de muestreo ubicadas en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, en el verano de 1995 e invierno de 1998. Se realizaron 10 arrastres diurnos y 10 nocturnos con una red de patín (con una luz de malla de 1 mm) en cada una de las estaciones. Cada arrastre duró un minuto. Se obtuvo un total de 53,235 individuos agrupados en 120 especies. Los carideos, anomuros y braquiuros fueron los taxa con la mayor dominancia numérica y riqueza específica. La abundancia fue superior en verano que en invierno. En cada período de recolecta, la abundancia fue significativamente mayor en la noche que en el día, excepto en la estación 4 en verano y 1 en invierno. Para estudiar la relación fauna-macrofitas, en el invierno de 1999 se analizó la composición de la vegetación marina en cada estación de muestreo. Para ello se tomaron 20 muestras con un cuadrante de 0.40 m<sup>2</sup> en cada sitio, con las cuales se calculó la densidad de pastos marinos y macroalgas (en número de individuos m<sup>-2</sup>) y la biomasa (en g m<sup>-2</sup>) del alga flotante *Lobophora variegata*. Las estaciones 1, 2 y 3, que presentaron los valores más altos de riqueza específica y de abundancia de decápodos, tuvieron también la mayor densidad de macrofitas, aunque sólo la relación entre la densidad del pasto marino *Syringodium filiforme* y la densidad de decápodos fue significativa. De esta manera, los patrones de distribución y abundancia de la fauna de decápodos en esta laguna arrecifal están influenciados por la heterogeneidad espacial del hábitat, sin descartar la importancia en estas comunidades de las interacciones depredador-presa y de la disponibilidad de alimento y/o espacio.

## INTRODUCCION

Las zonas litorales en las regiones templadas y tropicales se caracterizan por la presencia de pastos marinos, que son la base de sistemas de gran importancia física, biológica y económica. Los pastizales marinos desempeñan un importante papel en los procesos costeros porque (a) atrapan partículas tanto orgánicas como inorgánicas, por lo que estabilizan los sedimentos y la línea de costa; (b) ofrecen un buen sustrato para epífitas y fauna sésil además de proporcionar alimento y refugio para una gran variedad de organismos, incluyendo algunos de importancia comercial; (c) son hábitats relativamente estables, así como sitios de crianza; y (d) aumentan la producción primaria en aguas costeras, y atrapan y reciclan nutrientes. De esta manera, los pastizales marinos están catalogados entre los ecosistemas más productivos del mundo (Hooks *et al.* 1976; Kikuchi & Pérès 1977; Orth 1977a, 1977b; Stoner 1980; Zieman 1982; Prospero 1992; Mellors & Marsh 1993; Orth *et al.* 1996; Auster 1997).

La complejidad de las comunidades de pastos marinos y su influencia en el ambiente ha sido ampliamente reconocida. Existen estudios que tratan de explicar la elevada densidad y diversidad de la biota encontrada en hábitats marinos cubiertos de vegetación, comparada con sitios desprovistos de macrofitas (Heck 1979; Edgar *et al.* 1994; Connolly 1995). La mayor parte de la información generada sobre estas comunidades es de naturaleza descriptiva, lo cual ha dado a conocer la gran abundancia y riqueza de la flora y la fauna residente, así como su estructura y organización trófica (Kikuchi & Pérès 1977; Zieman 1982; Baron *et al.* 1993). Los estudios de la macrofauna que se encuentra en estos ecosistemas giran en torno a su riqueza específica y abundancia (Heck 1977, 1979; Stoner & Lewis 1985; Heck *et al.* 1995), y su relación con la composición y biomasa de macrofitas (Schneider & Mann 1991; Virnstein 1994; Sánchez 1997).

La conservación de los pastizales marinos, sobre todo en regiones tropicales, se ve afectada por el conocimiento limitado sobre la estructura y las fluctuaciones de las comunidades bénticas locales, ya que para la conservación y manejo efectivos de las comunidades faunísticas asociadas a pastos marinos se requiere del conocimiento y la comprensión de los procesos que controlan los patrones de distribución y abundancia de las especies en el tiempo y en el espacio (Warwick & Ruswahyundi 1987; McNeill & Bell 1992).

Actualmente, existe un amplio acervo bibliográfico sobre la morfología y arquitectura de la vegetación marina, que proporciona hábitats de distintas calidades para su fauna residente, ya que la composición de la fauna asociada cambia significativamente de acuerdo con la complejidad morfológica de la vegetación (Stoner 1982; Orth *et al.* 1984; Bell & Westoby 1986). En estos ecosistemas existe una estrecha asociación de los pastos marinos con macroalgas que varían en densidad (Zimmerman & Livingston 1979; Lewis & Stoner 1983; Jernakoff & Nielsen 1998), por lo que en ocasiones las macroalgas son más abundantes que los pastos marinos. Por otro lado, se ha establecido que existe una asociación entre la abundancia de la epifauna y la biomasa de ficofitas (Gore *et al.* 1981; Lewis 1987; Knowles & Bell 1998), lo cual sugiere que éstas proporcionan alimento, espacio y refugio contra la depredación. Las macroalgas estructuralmente complejas pueden conferir a ciertas especies de la epifauna una mayor protección que los pastos y en cierta manera representar un medio de dispersión potencial para algunos grupos taxonómicos (Heck 1979; Edgar 1983; Stoner 1985; Stoner & Lewis 1985; Virnstein & Howard 1987; Brooks *et al.* 1996; Jernakoff & Nielsen 1998). Por tanto, al estudiar las comunidades animales presentes en pastizales marinos, es importante conocer también la estructura de las propias comunidades vegetales bénticas.



El grupo de los crustáceos decápodos se encuentra entre los macroinvertebrados más abundantes en la epifauna que habita en pastizales marinos, especialmente en aquéllos dominados por *Thalassia testudinum* (Dugan & Livingston 1982; Heck 1976, 1977, 1979; Heck & Orth 1980a, 1980b; Edgar *et al.* 1994). De igual manera, los pastos marinos han sido reconocidos como importantes sitios de crianza para un gran número de decápodos de importancia comercial y recreativa (Kikuchi 1974; Bell & Pollard 1989; Orth *et al.* 1996). A su vez, el estudio de la abundancia, composición y estacionalidad de los crustáceos decápodos que habitan en pastizales marinos ha incrementado la comprensión de diversas tramas tróficas puesto que, dependiendo de su tamaño y de sus hábitos alimenticios, los decápodos pueden jugar el papel de presas o depredadores. De esta manera, los decápodos son un componente sumamente importante en términos de biomasa y flujo de energía al constituir uno de los principales vínculos entre la producción primaria y los consumidores superiores (Virnstein 1977; Orth 1977; Klumpp *et al.* 1989; Greenway 1995).

## ANTECEDENTES

En la laguna arrecifal frente a Puerto Morelos, Quintana Roo, en la costa mexicana del Mar Caribe, se han llevado a cabo estudios sobre composición, distribución, abundancia y aspectos de la dinámica de macroalgas y pastos marinos (León-Tejera 1980; Torres-Mejía 1991; Gallegos *et al.* 1992, 1993, 1994; van Tussenbroek 1994 a, 1994b, 1994c y 1995; Rodríguez-Almazán 1997; Reyes-Zavala 1998). Por tanto, en esta localidad se cuenta con una caracterización preliminar de las comunidades vegetales bénticas. En contraste, para la costa caribeña de Quintana Roo solamente se han elaborado listas de especies de crustáceos de aguas someras en las que se incluyen su distribución geográfica y algunas observaciones sobre su ecología (Markham *et al.* 1990; Salazar 1995). Sin embargo, no existen estudios

El grupo de los crustáceos decápodos se encuentra entre los macroinvertebrados más abundantes en la epifauna que habita en pastizales marinos, especialmente en aquéllos dominados por *Thalassia testudinum* (Dugan & Livingston 1982; Heck 1976, 1977, 1979; Heck & Orth 1980a, 1980b; Edgar *et al.* 1994). De igual manera, los pastos marinos han sido reconocidos como importantes sitios de crianza para un gran número de decápodos de importancia comercial y recreativa (Kikuchi 1974; Bell & Pollard 1989; Orth *et al.* 1996). A su vez, el estudio de la abundancia, composición y estacionalidad de los crustáceos decápodos que habitan en pastizales marinos ha incrementado la comprensión de diversas tramas tróficas puesto que, dependiendo de su tamaño y de sus hábitos alimenticios, los decápodos pueden jugar el papel de presas o depredadores. De esta manera, los decápodos son un componente sumamente importante en términos de biomasa y flujo de energía al constituir uno de los principales vínculos entre la producción primaria y los consumidores superiores (Virnstein 1977; Orth 1977; Klumpp *et al.* 1989; Greenway 1995).

## ANTECEDENTES

En la laguna arrecifal frente a Puerto Morelos, Quintana Roo, en la costa mexicana del Mar Caribe, se han llevado a cabo estudios sobre composición, distribución, abundancia y aspectos de la dinámica de macroalgas y pastos marinos (León-Tejera 1980; Torres-Mejía 1991; Gallegos *et al.* 1992, 1993, 1994; van Tussenbroek 1994 a, 1994b, 1994c y 1995; Rodríguez-Almazán 1997; Reyes-Zavala 1998). Por tanto, en esta localidad se cuenta con una caracterización preliminar de las comunidades vegetales bénticas. En contraste, para la costa caribeña de Quintana Roo solamente se han elaborado listas de especies de crustáceos de aguas someras en las que se incluyen su distribución geográfica y algunas observaciones sobre su ecología (Markham *et al.* 1990; Salazar 1995). Sin embargo, no existen estudios

cuantitativos sobre la epifauna de decápodos asociados al importante ecosistema béntico que representan los pastos marinos. El presente trabajo pretende iniciar estos estudios y contribuir a la generación de conocimientos sobre la estructura y distribución de este relevante componente de la macrofauna béntica.

Los antecedentes más directos del presente estudio son el trabajo de Estrada-Olivo (1999), quien analizó parcialmente los muestreos correspondientes al verano, tanto de decápodos como de otros grupos de la fauna, y el trabajo de Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez (en prensa), quienes analizaron la densidad de juveniles pequeños de la langosta *Pamulirus argus* y su relación con la densidad de la vegetación marina en las mismas estaciones de muestreo del presente estudio.

## OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Dada la importancia ecológica que revisten los sistemas de pastos marinos en las comunidades de invertebrados, particularmente de crustáceos decápodos, y la escasez de estudios de este tipo en las costas mexicanas del Mar Caribe, el presente estudio pretende:

- Caracterizar la comunidad de crustáceos decápodos asociados a la vegetación marina en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, en términos de su riqueza específica y abundancia relativa.
- Comparar la riqueza específica y la abundancia de los decápodos entre estaciones de muestreo con diferentes atributos de vegetación marina.
- Comparar la composición y abundancia de decápodos entre el día y la noche, así como en dos periodos contrastantes del año (verano e invierno).

Las hipótesis se plantean en la forma de hipótesis nula:

cuantitativos sobre la epifauna de decápodos asociados al importante ecosistema béntico que representan los pastos marinos. El presente trabajo pretende iniciar estos estudios y contribuir a la generación de conocimientos sobre la estructura y distribución de este relevante componente de la macrofauna béntica.

Los antecedentes más directos del presente estudio son el trabajo de Estrada-Olivo (1999), quien analizó parcialmente los muestreos correspondientes al verano, tanto de decápodos como de otros grupos de la fauna, y el trabajo de Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez (en prensa), quienes analizaron la densidad de juveniles pequeños de la langosta *Panulirus argus* y su relación con la densidad de la vegetación marina en las mismas estaciones de muestreo del presente estudio.

## **OBJETIVOS E HIPÓTESIS**

Dada la importancia ecológica que revisten los sistemas de pastos marinos en las comunidades de invertebrados, particularmente de crustáceos decápodos, y la escasez de estudios de este tipo en las costas mexicanas del Mar Caribe, el presente estudio pretende:

- Caracterizar la comunidad de crustáceos decápodos asociados a la vegetación marina en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, en términos de su riqueza específica y abundancia relativa.
- Comparar la riqueza específica y la abundancia de los decápodos entre estaciones de muestreo con diferentes atributos de vegetación marina.
- Comparar la composición y abundancia de decápodos entre el día y la noche, así como en dos períodos contrastantes del año (verano e invierno).

Las hipótesis se plantean en la forma de hipótesis nula:

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos en cada estación de muestreo es igual durante el día que durante la noche.

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos es igual durante una estación cálida y una fría.

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos en el área de estudio es independiente de la densidad de los pastos marinos y macroalgas.

Conforme a los antecedentes conocidos, se examinó si la diversidad de los decápodos está relacionada, en principio, con la densidad de los pastos marinos en diferentes estaciones de muestreo. Algunos estudios de campo y de laboratorio (Kikuchi & Pérès 1977; Greening & Livingston 1982; Bauer 1985b) muestran que muchos invertebrados bénticos tienen una mayor actividad durante la noche, mientras que en el día permanecen inactivos; por tanto, se examinaron las diferencias en riqueza específica y abundancia de decápodos entre muestreos diurnos y nocturnos. Esto permitirá definir estrategias de muestreo para estudios futuros sobre diversos aspectos de los decápodos en esta localidad. Finalmente, se ha observado que las comunidades de pastos marinos en la laguna arrecifal parecen ser estables (Ruíz-Rentería *et al.*), por lo que se plantea que no debería haber cambios en la composición específica de crustáceos asociados a la vegetación marina en dos diferentes épocas del año con marcadas diferencias climáticas (verano e invierno).

## **AREA DE ESTUDIO**

Puerto Morelos se ubica en la porción norte de la costa de Quintana Roo, entre los paralelos 20° 48' y 20° 52' N y el meridiano 86° 51' W. A una distancia variable entre 600 y 2,000 m de la línea de costa existe una barrera coralina. Entre esta barrera coralina y la

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos en cada estación de muestreo es igual durante el día que durante la noche.

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos es igual durante una estación cálida y una fría.

La riqueza específica y la abundancia de la fauna de decápodos bénticos en el área de estudio es independiente de la densidad de los pastos marinos y macroalgas.

Conforme a los antecedentes conocidos, se examinó si la diversidad de los decápodos está relacionada, en principio, con la densidad de los pastos marinos en diferentes estaciones de muestreo. Algunos estudios de campo y de laboratorio (Kikuchi & Pérès 1977; Greening & Livingston 1982; Bauer 1985b) muestran que muchos invertebrados bénticos tienen una mayor actividad durante la noche, mientras que en el día permanecen inactivos; por tanto, se examinaron las diferencias en riqueza específica y abundancia de decápodos entre muestreos diurnos y nocturnos. Esto permitirá definir estrategias de muestreo para estudios futuros sobre diversos aspectos de los decápodos en esta localidad. Finalmente, se ha observado que las comunidades de pastos marinos en la laguna arrecifal parecen ser estables (Ruíz-Rentería *et al.*), por lo que se plantea que no debería haber cambios en la composición específica de crustáceos asociados a la vegetación marina en dos diferentes épocas del año con marcadas diferencias climáticas (verano e invierno).

## **AREA DE ESTUDIO**

Puerto Morelos se ubica en la porción norte de la costa de Quintana Roo, entre los paralelos 20° 48' y 20° 52' N y el meridiano 86° 51' W. A una distancia variable entre 600 y 2,000 m de la línea de costa existe una barrera coralina. Entre esta barrera coralina y la

costa se encuentra la laguna arrecifal. La laguna tiene una profundidad media de aproximadamente 3 m, y hacia la zona sur de Puerto Morelos la profundidad máxima alcanza 8 m, debido a que se han realizado actividades de dragado para el canal de navegación hacia el puerto. El ambiente lagunar presenta condiciones netamente marinas: el agua es oligotrófica, con un bajo contenido promedio de nitritos ( $0.06 \mu\text{g-at N L}^{-1}$ ), nitratos ( $13.9 \mu\text{g-at N L}^{-1}$ ) y fosfatos ( $0.46 \mu\text{g-at P L}^{-1}$ ) (Merino y Otero 1991):

La vegetación en la laguna está conformada principalmente por *Thalassia testudinum* (Banks ex König), acompañada de *Syringodium filiforme* (Kützting), y una gran variedad de algas rizofíticas y calcáreas que crecen sobre el fondo arenoso de textura gruesa (Ruiz-Rentería *et al.* 1998). Entre estas algas, destaca la feofita *Lobophora variegata*, un alga flotante que forma amplios manchones cuyo diámetro puede variar entre 20 y varios cientos de metros (Rodríguez-Almazán 1997), por lo que puede constituir un microhábitat muy particular para algunas especies de la fauna béntica en esta laguna arrecifal.

Preliminarmente, la laguna arrecifal ha sido clasificada en tres regiones con base en su vegetación (Ruiz-Rentería *et al.* 1998):

- 1) Zona costera, con una amplitud de 20 a 50 m, cuyo fondo se encuentra cubierto por *T. testudinum* (con una biomasa en peso seco entre 20 y 45  $\text{g m}^{-2}$ ) asociada con *S. filiforme* (con biomasa en peso seco de 5 a 20  $\text{g.m}^{-2}$  y de 100 a 160  $\text{g m}^{-2}$ ).
- 2) Zona de laguna media, que presenta una anchura de 200 a 1000 m y se caracteriza por presentar una elevada densidad de *T. testudinum* (biomasa en peso seco de 50 a 80  $\text{g m}^{-2}$ ) mezclada con escaso *S. filiforme* (biomasa en peso seco de 2 a 5  $\text{g m}^{-2}$ ).
- 3) Zona del arrecife posterior, expuesta a oleaje, que tiene una anchura de 100 a 300 m, y una composición variable en cuanto a la densidad y tamaño de hoja presentada por *T.*

*testudinum* (longitud foliar de 9 a 10 cm y de 13 a 15 cm). Además, en esta zona *S. filiforme* es poco abundante.

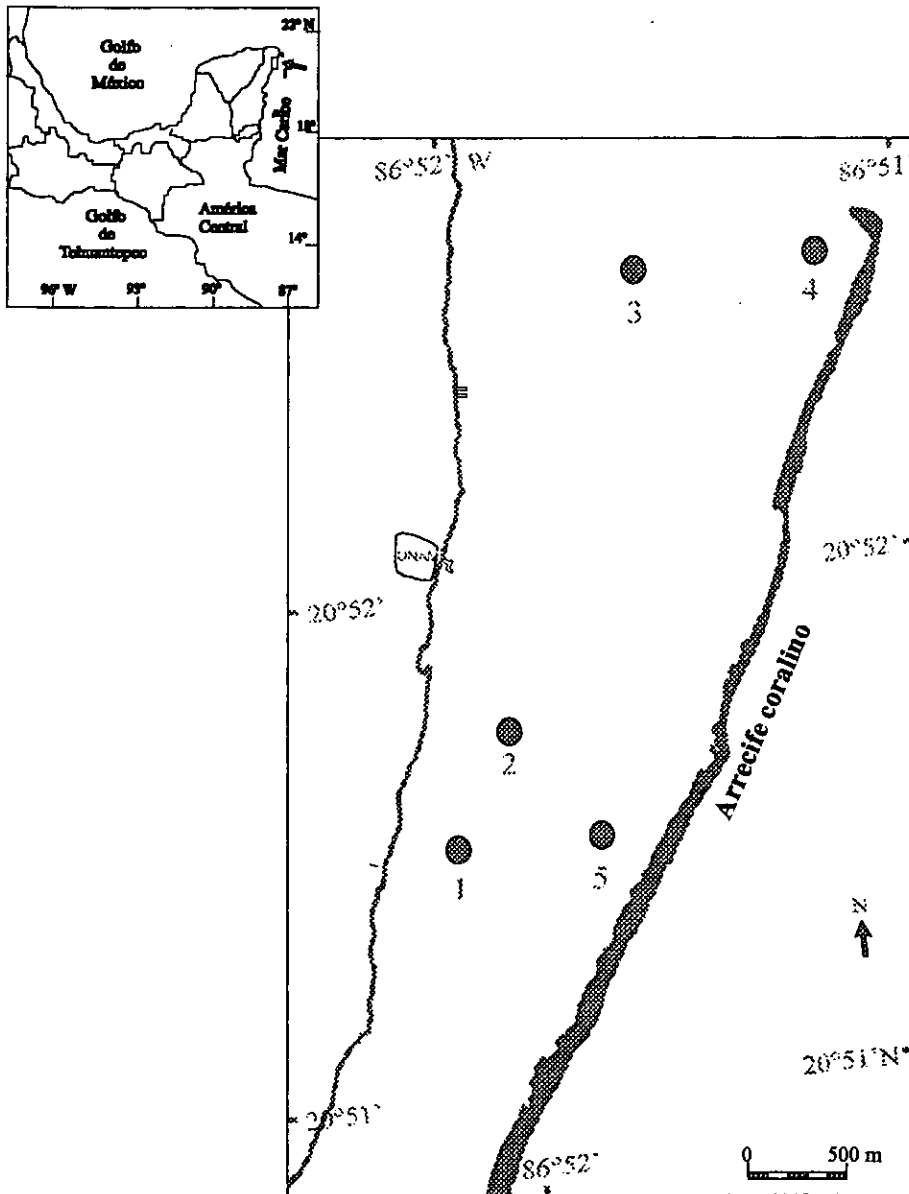


Fig. 1. Ubicación de las estaciones de muestreo localizadas en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo.



## MATERIALES Y METODOS

El material biológico utilizado para el presente estudio se obtuvo a través de muestreos del bentos marino en la laguna arrecifal de Puerto Morelos a principios del verano (junio-julio) de 1995 y a finales de invierno (febrero-marzo) de 1998.

### D) Actividades de campo

Los recolectas de decápodos se llevaron a cabo en cinco estaciones de muestreo distribuidas en la zona de laguna media y arrecife posterior de la laguna arrecifal. El criterio básico para la selección de estaciones fue la densidad y el tamaño de las hojas de *T. testudinum* que, como ya se explicó, es la especie que determina la estructura en los fondos de la laguna. Así, se escogieron dos estaciones con densidad y longitud foliar de media a alta (zona de laguna media), y dos con densidad y longitud foliar baja (zona de arrecife posterior) (Reyes-Zavala 1998; Ruiz-Rentería *et al.* 1998) (Fig. 1). De manera adicional, se seleccionó una estación en la zona de laguna media en la cual la macroalga *Lobophora variegata* formaba un extenso parche. Aunque *L. variegata* es común en la laguna arrecifal, no se encontró ningún otro manchón de dimensiones similares en el resto del área de estudio, por lo que esta estación es única.

#### *Descripción de las estaciones de muestreo.*

- Estación 1: ubicada en la zona de laguna media; su fondo se encuentra densamente cubierto por un extenso manchón de  $\approx 500$  m de diámetro del alga *Lobophora variegata*. También se observan, aunque más escasamente representados, los pastos marinos *T. testudinum* y *S. filiforme*, y otras especies de algas, entre las que se encuentran *Halimeda incrassata*, *H. monile*, *H. tuna*, *Rhypocephalus phoenix*, *Penicillus capitatus*, *P.*

*dumetosus* y *Udotea flabellum*. La diversidad de macrofitas y la abundante presencia de *L. variegata* confieren a esta estación características únicas no encontradas en ninguna otra. La profundidad media es de 3 m.

- Estación 2: localizada en la zona de laguna media; la vegetación dominante está compuesta por *T. testudinum* que se encuentra asociada a *S. filiforme*. En cuanto a la comunidad algal, destaca la presencia de *Halimeda* spp., *Pencillus* spp., *Rhipocephalus* sp., *Dictyota* sp., *Avrainvillea* spp. y *L. variegata*. La profundidad media es de 3 m.
- Estación 3: también situada en la zona de laguna media, posee características similares a la estación 2.
- Estación 4: localizada en la zona de arrecife posterior, donde la vegetación dominante está conformada por *T. testudinum*, pero de tamaño más pequeño y con una densidad baja, razón por la cual existen amplias zonas del fondo expuestas. También se encuentran, aunque en menor proporción, *S. filiforme*, *Halimeda* spp., *Pencillus* spp., *Rhipocephalus* sp., *L. variegata* y *Dictyota* sp., esta última con una mayor densidad. Se presentan algunos cabezos de coral aislados de distintas especies, así como una gran cantidad de fragmentos coralinos. La profundidad promedio es de 4 m.
- Estación 5: de características semejantes a la estación 4, apareciendo *T. testudinum* y *S. filiforme* en bajas densidades y con hojas cortas; además, en algunas áreas el fondo está expuesto. Entre las algas, se presentan las mismas especies que en la estación 4, aunque destaca *Avrainvillea* spp. por su mayor densidad. Asimismo, existen pequeñas colonias de corales escleractinios como *Montastrea* spp. y *Porites* sp. La profundidad media es de 3 m.

## *Muestreos*

En cada una de las cinco estaciones, se obtuvieron muestras de epifauna con una red epibéntica de patín tipo Colman-Sea Grove, con luz de malla de 1 mm, la cual recolecta la fauna móvil que pueda encontrarse sobre el sustrato o entre la vegetación acuática (Solís & Carreño 1986). Esta red no penetra en el sedimento y posee las siguientes características: 1.19 m de largo total, 0.38 m de altura y 0.57x 0.24 m de abertura de boca. El copo es de PVC tipo plancton.

En cada estación se realizaron diez arrastres diurnos y diez nocturnos, con una duración de 1 minuto cada uno y a una velocidad de  $1 \text{ m s}^{-2}$ , recorriendo una distancia promedio de 60 m en cada arrastre. Las muestras recolectadas se colocaron en bolsas de polietileno previamente etiquetadas y se congelaron de inmediato, para más tarde ser procesadas en el laboratorio.

Las muestras se tomaron durante junio-julio de 1995 (principios de verano) y febrero-marzo de 1998 (finales de invierno).

Para determinar la relación entre la composición y abundancia de la fauna de decápodos con la vegetación marina existente, se realizó un levantamiento de la vegetación en cada estación de muestreo durante marzo de 1999 (finales de invierno). Los muestreos se hicieron por medio de cuadrantes, ya que su uso permite hacer una estimación adecuada de la densidad media de la población. Van Tussenbroek (1994a, 1994c, 1995) y Reyes-Zavala (1998) han realizado estudios sobre los atributos de los pastos marinos en la misma área de estudio que el presente trabajo, por lo que se tomó en consideración el tamaño mínimo de muestra propuesto por estas autoras en las estaciones con mayor cobertura de macrofitas, que es de 10 cuadrantes de 0.3 x 0.3 m. Sin embargo, a sugerencia de van Tussenbroek (comunicación personal), se utilizó un cuadrante de 0.2 x 0.2 m que fue

lanzado al azar 20 veces en cada estación de muestreo. Se contó el número de individuos de macroalgas y grupos foliares de pastos marinos por cuadrante, sin tomar en cuenta las macrofitas con dimensiones menores a 1 cm de longitud. Sin embargo, este procedimiento no es adecuado para el alga *L. variegata*, ya que su forma de crecimiento impide la distinción de individuos (talos) separados. Por esta razón, se recolectaron todas las frondas de *L. variegata* que quedaron incluidas en los cuadrantes, se colocaron en bolsas de polietileno y se refrigeraron para posteriormente estimar su biomasa..

## II) Trabajo de laboratorio

### *Fauna de decápodos:*

Cada muestra se descongeló en el laboratorio y se colocó en un par de tamices sobrepuestos, de 1.0 y 0.5 mm de luz de malla, para ser lavadas. Debido a lo laborioso de este procedimiento, sobre todo para aquellas muestras con una elevada densidad de vegetación marina, se colocaron fracciones de cada muestra en un recipiente con agua de mar con el fin de extraer la fauna que se encontrara entre el material vegetal, revisándose minuciosamente hoja por hoja y en cada pliegue, en especial en aquellas macrofitas con una arquitectura compleja. Posteriormente, el contenido de la cubeta se vació a los tamices. Los diferentes taxa se separaron y se fijaron en etanol al 70% para su posterior análisis. Con este procedimiento se ahorró la mitad del tiempo que se hubiera invertido lavando directamente las muestras bajo el chorro de agua.

Los decápodos se separaron del resto de los invertebrados y se colocaron en frascos de vidrio previamente etiquetados. Posteriormente, fueron cuantificados y determinados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, con base en las obras de Rathbun (1925, 1930), Holthuis (1955, 1959, 1974, 1991), Provenzano (1959), Pérez-Farfante (1969, 1970), Chace

(1972), Felder (1973), Rodríguez (1980), Williams (1984), Kaplan (1988), Markham *et al.* (1990), Humann (1992), Martínez-Guzmán & Hernández-Aguilera (1993), Ingle (1993), Vázquez-Bader & Gracia (1994), Salazar (1995) y Hernández-Aguilera *et al.* (1996). Concluida la determinación, se elaboró un listado de todas las especies asociadas a los pastizales marinos, se establecieron cuáles fueron las más abundantes y las familias mejor representadas. Para cada estación de muestreo, se obtuvo el número de especies (S), el número de individuos (N) y el número de individuos por especie ( $n_i$ ). Con esta información se calcularon algunos índices de diversidad para cada estación de muestreo durante el día y la noche, tanto en verano como en invierno.

#### *Vegetación marina:*

Se cuantificaron *in situ* los diferentes grupos foliares de *T. testudinum* y *S. filiforme* incluidos en los cuadrantes, así como el número de talos de los diferentes grupos funcionales de macroalgas (rizofíticas, calcáreas, esponjosas), para obtener los valores de densidad media por estación de muestreo.

Las muestras de *L. variegata* se lavaron cuidadosamente bajo el chorro de agua y con una navaja de afeitar se removieron restos de detritus y/o epibiontes de la superficie de sus frondas. Posteriormente, las muestras se pusieron a secar en una estufa a 100° C durante 24 horas. Después de este lapso se pesaron en una balanza semianalítica ( $\pm 0.001$ ) para calcular la biomasa media en peso seco ( $\text{g m}^{-2}$ ) por estación de muestreo.

#### *Análisis de datos*

Los valores de abundancia de cada especie de decápodos se tabularon por estación de muestreo y por periodo del año, se jerarquizaron las especies con base en el número de individuos, y se determinó su abundancia relativa y su frecuencia relativa de aparición. Los

datos de abundancia fueron transformados a  $\log(x + 1)$ , y junto con los de la proporción de aparición, se utilizaron para aplicar la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal & Rohlf, 1969) para determinar cuáles especies resultaron dominantes (abundancia y frecuencia altas), estacionales (abundancia alta y frecuencia reducida), raras (abundancia y frecuencia baja) y constantes (abundancia baja, frecuencia alta).

La determinación directa del número total de especies dentro de un área dada no siempre es factible, especialmente en los casos donde sólo es posible muestrear una fracción de las comunidades. Este número es un parámetro importante que se emplea en varios índices de diversidad (Karakassis, 1995). En el presente estudio se emplearon los índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de equitatividad ( $J'$ ) para describir la estructura de la comunidad de decápodos asociados a pastizales marinos. Estos índices requieren del número de individuos ( $N$ ) y del número de especies ( $S$ ), así como de la proporción ( $p_i$ ) del número de individuos de la especie  $i$  con respecto al total ( $n_i/N_i$ ):

$$H' = - \sum p_i \log p_i$$

Este índice toma en cuenta el número de especies y la equitatividad o uniformidad de la distribución del número de individuos en cada especie; de acuerdo con esto, un mayor número de especies distribuidas equitativamente incrementa la diversidad. Ofrece la ventaja de estimar la varianza, a partir de la cual se pueden hacer comparaciones estadísticas entre las muestras a través de una prueba de  $t$  de Student (Magurran 1988). Se emplearon estos índices con el objeto de caracterizar los conjuntos de decápodos y comparar su composición y abundancia entre estaciones de muestreo, entre el día y la noche, y entre dos épocas del año.

Con el propósito de detectar las especies con el mayor número de individuos, se elaboró una tabla de rangos en orden decreciente con las respectivas abundancias relativas, tanto para verano como para invierno. Además, se presenta una tabla general con todos los datos de abundancia por especie en las estaciones de muestreo, tanto diurnos como nocturnos y para verano e invierno.

A fin de determinar si existieron diferencias entre los valores de abundancia de la fauna de decápodos entre el día y la noche, y entre verano e invierno, se aplicó el procedimiento no paramétrico de Suma de Rangos de Wilcoxon (Zar 1984). Para ello, fue necesario excluir del análisis a las especies raras (aquellas cuya abundancia relativa fue menor a 0.01%) con el fin de evitar imprimir un sesgo al análisis.

Cuando se cuenta con una gran cantidad de datos provenientes de una serie de muestreos que se requieran clasificar de manera adecuada y manejable, los análisis cluster son muy útiles y se emplean para agrupar aquellas muestras que son similares entre sí. En este caso se utilizó el método de clasificación jerárquica denominada UPGMA (unweighted pair-groups method using arithmetic averages), que es utilizado con mayor frecuencia y es ampliamente recomendado cuando no hay una razón específica para elegir otro método. El dendrograma generado se realizó con el método de distancias Euclidianas (Gauch 1982; Krebs 1989).

Para analizar las diferencias entre los valores de densidad de pastos marinos y de biomasa de *L. variegata* en cada sitio de muestreo, se realizó un ANOVA de una vía. Posteriormente, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples tipo Tukey, para distinguir qué estaciones de muestreo fueron distintas entre sí. Por otro lado, se estimó la densidad de decápodos en cada sitio de muestreo considerando el área de fondo barrida por la red de patín en los 10 arrastres. Esta área fue de 342 m<sup>2</sup>. La densidad de decápodos de relacionó

con los valores de densidad de pastos y de biomasa de *L. variegata* a través de regresiones lineales después de transformar los datos a  $\log(x+1)$ .

## RESULTADOS

### ABUNDANCIA RELATIVA

En el conjunto de todas las muestras, se obtuvo un total de 53,235 decápodos agrupados en 6 infraordenes, 22 familias, 54 géneros y 120 especies. El listado taxonómico aparece en el Apéndice A. La abundancia total y el número de especies recolectadas en cada estación se muestran en el Apéndice B. Los miembros del Infraorden Caridea fueron los más abundantes, ya que se cuantificaron 33,138 individuos que contribuyeron con el 62.2 % del total de las muestras, con representantes distribuidos en 39 especies. En segunda instancia, el Infraorden Anomura incluyó 18 especies con 15,994 individuos, esto es, el 30%. El Infraorden Brachyura presentó el mayor número de especies (56), aunque su abundancia fue inferior comparada con los dos grupos anteriores, ya que sólo se registraron 1,651 organismos (el 3.1 % del total). De manera conjunta, estos tres grupos taxonómicos constituyeron el 95.3% de los decápodos (Fig. 2). El porcentaje restante (4.7) estuvo conformado por miembros de los Infraordenes Penaeoidea (5 especies), Stenopodidea, Palinura y Thalassinidea (una especie cada uno).

La dificultad en la identificación de ciertos ejemplares dada la complejidad en su morfología y su pequeño tamaño, aunada a la inversión de tiempo que implicaba la revisión de toda la comunidad de decápodos muestreada, impidió llegar hasta el nivel de especie en todos los ejemplares recolectados, particularmente en algunos miembros de la familia Xanthidae, en la que 14 organismos se determinaron solamente hasta este taxon.



con los valores de densidad de pastos y de biomasa de *L. variegata* a través de regresiones lineales después de transformar los datos a  $\log(x+1)$ .

## RESULTADOS

### ABUNDANCIA RELATIVA

En el conjunto de todas las muestras, se obtuvo un total de 53,235 decápodos agrupados en 6 infraordenes, 22 familias, 54 géneros y 120 especies. El listado taxonómico aparece en el Apéndice A. La abundancia total y el número de especies recolectadas en cada estación se muestran en el Apéndice B. Los miembros del Infraorden Caridea fueron los más abundantes, ya que se cuantificaron 33,138 individuos que contribuyeron con el 62.2 % del total de las muestras, con representantes distribuidos en 39 especies. En segunda instancia, el Infraorden Anomura incluyó 18 especies con 15,994 individuos, esto es, el 30%. El Infraorden Brachyura presentó el mayor número de especies (56), aunque su abundancia fue inferior comparada con los dos grupos anteriores, ya que sólo se registraron 1,651 organismos (el 3.1 % del total). De manera conjunta, estos tres grupos taxonómicos constituyeron el 95.3% de los decápodos (Fig. 2). El porcentaje restante (4.7) estuvo conformado por miembros de los Infraordenes Penaeoidea (5 especies), Stenopodidea, Palinura y Thalassinidea (una especie cada uno).

La dificultad en la identificación de ciertos ejemplares dada la complejidad en su morfología y su pequeño tamaño, aunada a la inversión de tiempo que implicaba la revisión de toda la comunidad de decápodos muestreada, impidió llegar hasta el nivel de especie en todos los ejemplares recolectados, particularmente en algunos miembros de la familia Xanthidae, en la que 14 organismos se determinaron solamente hasta este taxon.

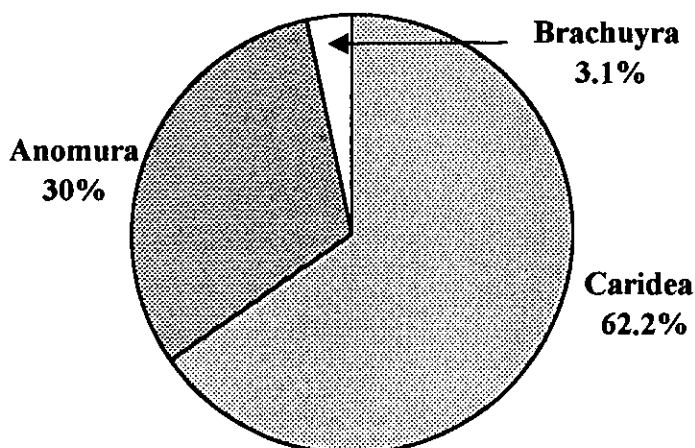


Fig. 2. Porcentaje del número de individuos de los grupos taxonómicos dominantes en la muestra total de la carcinofauna recolectada en la zona de estudio.

#### FAMILIAS MEJOR REPRESENTADAS POR SU DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA

Las siguientes familias destacaron por su riqueza de especies: Diogenidae (8), Hippolytidae (12), Alpheidae (14), Xanthidae y Majidae (ambas con 23). Dichas familias se encontraron prácticamente en todos los sitios de muestreo, aportando 29,777 individuos, lo cual constituye el 55.9% del total. En contraste, las familias representadas por una sola especie fueron Stenopodidae, Bresiliidae, Upogebiidae, Palinuridae, Porcellanidae, Dromiidae, Leucosiidae, Goneplacidae y Grapsidae. La familia Paguridae, aunque sólo presentó cinco especies, contribuyó con 10,996 ejemplares (20.7% del total).

En el Apéndice B se presentan las especies ordenadas jerárquicamente con base en su dominancia numérica. En este arreglo se aprecian seis especies que superaron los 4,000 organismos cada una y que corresponden a los carideos *Latreutes fucorum*, *Periclimenes americanus* y *Thor manningi*, y a los anomuros *Pagurus annulipes*, *P. brevidactylus* y

*Clibanarius tricolor*. Estas especies (salvo *C. tricolor*) se presentaron en todas las estaciones de muestreo, aunque su densidad numérica varió de un sitio a otro, como se verá más adelante. De manera conjunta, estas seis especies comprendieron el 75% del total de individuos recolectados.

El 50% de las especies de decápodos en la zona de estudio estuvo representado por especies ocasionales (en este caso definidas como aquéllas con una abundancia relativa menor a 0.01%), 35 de las cuales incluyeron un solo ejemplar. Las especies ocasionales sumaron un total de 113 organismos, comprendiendo únicamente el 0.21% de los individuos recolectados. De esta forma, pocas especies mostraron una elevada abundancia, y muchas estuvieron representadas por unos cuantos ejemplares. Al graficar en una escala logarítmica el número de individuos por especie, ordenadas de más a menos abundantes, se observó que la curva resultante indicaba un tipo de distribución log-normal (Krebs 1989). Por tanto, se elaboraron escalas geométricas de la abundancia de especies en verano e invierno. Las clases obtenidas en la escala geométrica se conocen como "octavas" y dependen de la escala logarítmica utilizada, pero se puede utilizar escalas con logaritmos de cualquier base (2, 3, 10, etc.) ya que éstas sólo varían en la constante multiplicadora (Magurran 1988, Krebs 1989). En este estudio, se seleccionó la escala de  $\log_3$  por brindar un número de clases adecuado (es decir, ni muy grande ni muy pequeño). Las gráficas de distribución lognormal aparecen en las figuras 3a (verano) y 3 b (invierno).

## COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE DECAPODOS EN EL TIEMPO

El mayor número de individuos se presentó en el verano (Tabla 1), con un registro de 32,577 organismos, lo que constituyó el 61.1 % del total de las muestras. En verano se determinaron 90 especies, la mitad de las cuales correspondieron a braquiuros. Se

obtuvieron 5 Infraórdenes que abarcaron 19 familias, siendo la Xanthidae la más rica (21 especies) (Fig. 4).

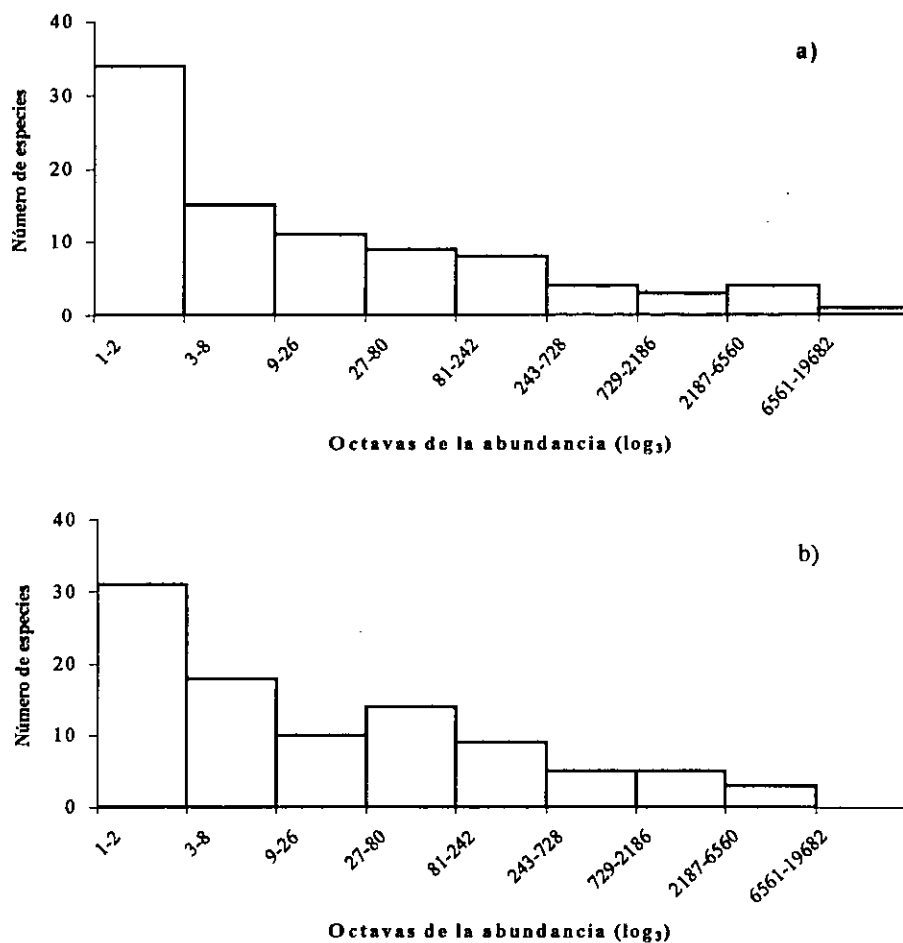


Fig. 3. Distribución de las especies (log-normal) que forman parte de la comunidad de crustáceos decápodos durante el verano de 1995 (a) y el invierno de 1998 (b).

En el invierno se identificaron 95 especies y se obtuvieron valores más bajos de abundancia, ya que se contabilizaron 20,658 individuos (38.8% del total). En esta época aparecieron 7 Infraórdenes y 18 familias (Fig. 4), de entre las cuales Penaeidae, Alpheidae, Hippolythidae, Paguridae y Majidae fueron ligeramente más ricas en su composición específica con respecto al verano (Tabla 2). Cabe mencionar que de las 120 especies del

total de las muestras, únicamente 25 (20.8%) presentaron una abundancia superior en el invierno con respecto al verano.

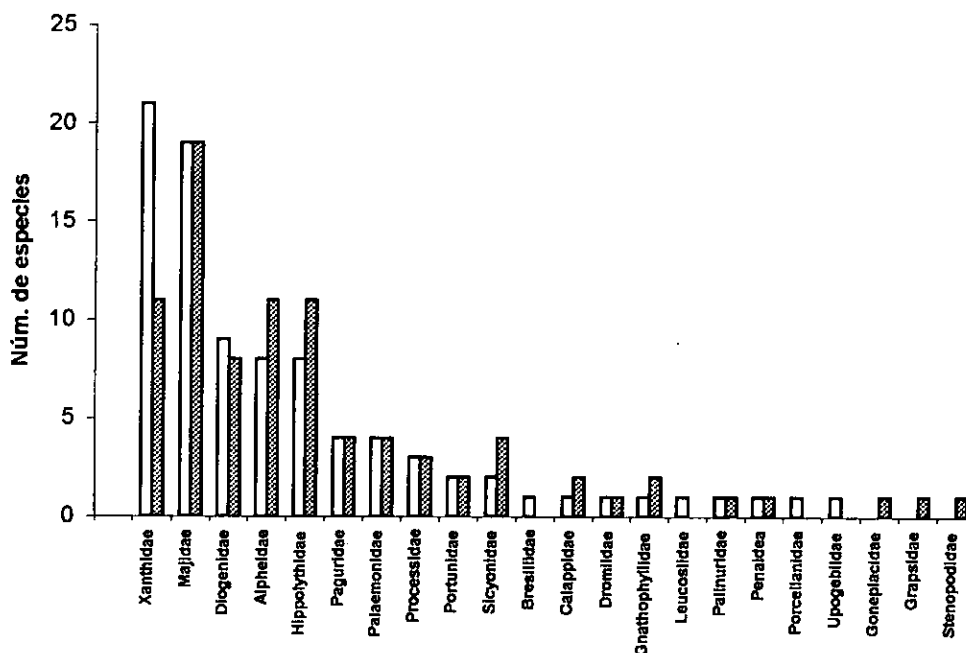


Fig. 4. Familias de decápodos que se recolectaron en la zona de estudio durante el verano de 1995 (barras blancas) y el invierno de 1998 (barras negras).

Las estaciones con mayor riqueza específica fueron la 3 en verano (con 38 especies recolectadas de día y 53 de noche) y la 2 en invierno (con 45 y 64, respectivamente) (Tabla 3). La 2 (verano) presentó la riqueza más baja ya que parte del material biológico sufrió descomposición y no fue posible realizar la determinación y cuantificación total. El diogénido *Clibanarius tricolor* fue la especie dominante en la estación 1 (nocturno), con 3,486 organismos, representando el 16.8% de la recolecta de invierno. En ningún otro sitio de muestreo se encontró una densidad similar para una sola especie.

Tabla 1. Valores de abundancia de la fauna de decápodos recolectada en los muestreos diurnos (D) y nocturnos (N) durante el verano de 1995.

ESPECIE	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Estación 4		Estación 5		TOTAL
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Metapenaeopsis goodei</i>	0	11	0	23	0	25	0	3	0	3	65
<i>Sicyonia laevigata</i>	1	9	0	20	7	31	0	14	0	11	93
<i>S. parri</i>	1	7	0	4	0	6	0	12	0	55	85
<i>Discias atlanticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Leander tenuicornis</i>	2	21	0	13	1	16	1	6	1	26	87
<i>Periclimenes americanus</i>	262	1375	147	1353	759	1811	39	116	2	109	5973
<i>P. iridicens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>P. pedersoni</i>	0	6	0	0	84	54	113	96	1	15	369
<i>Gnathophyllum americanum</i>	0	1	0	0	6	3	0	0	1	4	15
<i>Alpheopsis trispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Alpheus armatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Alpheus armillatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>A. normanni</i>	3	289	1	193	9	345	1	0	1	84	926
<i>A. peasei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Alpheus sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Alpheus sp. 3</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Alpheus sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Hippolyte zostericola</i>	3	0	0	1	8	2	7	1	0	1	23
<i>Latreutes fucorum</i>	410	310	289	1398	725	1913	339	1218	235	665	7502
<i>L. inermis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>L. parvulus</i>	3	7	1	29	0	30	2	7	0	5	84
<i>Thor dobtkini</i>	43	512	56	247	55	792	9	0	3	120	1837
<i>T. manningi</i>	201	1539	70	489	196	1771	33	0	19	274	4592
<i>Tozeuma carolinense</i>	145	25	62	104	110	124	81	72	38	23	784
<i>Trachycaris restrictus</i>	4	29	5	24	8	65	3	17	0	13	168
<i>Nikoides schmitti</i>	0	1	0	0	0	5	0	2	0	0	8
<i>Processa bermudensis</i>	0	77	0	154	1	181	0	54	3	227	697
<i>P. fimbriata</i>	1	64	1	120	3	125	2	48	0	65	429
<i>Panulirus argus</i>	0	9	0	4	0	5	0	1	0	6	25
Anomuro A	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Diogenido A	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Diogenido B	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Calcinus tibicen</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Clibanarius sp.</i>	2	1	0	0	0	4	0	1	0	0	8
<i>Clibanarius tricolor</i>	161	198	1	4	4	111	19	165	0	0	663
<i>Dardanus venosus</i>	0	3	0	0	0	6	0	1	0	3	13
<i>Paguristes puncticeps</i>	1	1	0	0	0	2	0	0	0	2	6
<i>Paguristes sp. 1</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>P. tortugae</i>	1	54	0	3	0	0	0	0	2	1	61
<i>Pagurus annulipes</i>	138	917	64	115	156	1235	124	1329	6	297	4381
<i>P. brevidactylus</i>	134	842	34	54	116	860	20	553	4	200	2817
<i>Pagurus sp. 1</i>	0	0	0	0	0	4	0	39	0	0	43
<i>Pagurus sp. 2</i>	0	0	0	0	0	24	0	2	0	0	26
Porcellanido A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Petrolisthes galathinus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2

Tabla 1. Continuación

ESPECIE	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Estación 4		Estación 5		TOTAL
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Dromidia antillensis</i>	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	4
<i>Speloeophorus pontifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>C. sulcata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chorinus heros</i>	0	7	0	3	0	10	0	3	0	4	27
<i>Epialtus longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Macroceloma diplacanthum</i>	0	1	0	0	2	3	0	0	0	3	9
<i>M. laevigatum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	3
<i>M. trispinosum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Mithrax sp. 1</i>	2	21	3	1	28	23	2	2	0	7	89
<i>Mithrax sp. 2</i>	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	4
<i>Mithrax sp. 3</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>M. pleuracanthus</i>	3	4	0	2	5	3	0	0	0	1	18
<i>Mithraculus coryphe</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	8
<i>M. forceps</i>	23	14	8	5	38	8	8	1	3	14	122
<i>M. sculptus</i>	6	11	4	1	7	24	1	0	5	25	84
<i>Microphrys bicornutus</i>	0	7	1	0	5	1	1	8	2	3	28
<i>Pitho aculeata</i>	2	6	0	1	3	13	4	47	0	0	76
<i>Pitho sp.</i>	0	1	0	1	1	2	0	18	0	0	23
<i>Podochela macrodera</i>	1	3	0	0	0	1	5	1	4	4	19
<i>Teleophrys sp. 1</i>	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4
<i>Thersandrus compressus</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2	1	5
<i>Thoe sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Portunus sp.</i>	0	30	1	7	0	16	0	12	1	9	76
<i>Portunus ordwayi</i>	0	6	0	5	1	20	0	0	0	1	33
Xanthido A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Xanthido B	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Xanthido C	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Xanthido D	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Xanthido E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Xanthido F	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Xanthido G	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	7
Xanthido H	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	4
Xanthido I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Xanthido J	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Xanthido L	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
Xanthido M	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
Xanthido N	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Eurypanopeus dissimilis</i>	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Micropanope nuttingi</i>	0	1	1	0	3	1	3	0	5	0	14
<i>Neopanope packardii</i>	1	0	0	0	6	1	0	0	2	2	12
<i>Panopeus occidentalis</i>	16	18	4	2	27	3	1	0	0	1	72
<i>Panopeus sp. 1</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Pilumnus sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pilumnus sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
TOTAL	1582	6444	754	4384	2388	9697	825	3852	355	2295	32577

**Tabla 2.** Valores de abundancia de la fauna de decápodos recolectada en los muestreos diurnos (D) y nocturnos (N) durante el invierno de 1998.

ESPECIE	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Estación 4		Estación 5		TOTAL
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Metapenaeopsis goodei</i>	20	86	0	8	0	42	0	15	0	57	228
<i>Sicyonia brevirostris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	3
<i>Sicyonia laevigata</i>	9	37	1	88	1	87	0	69	0	99	391
<i>S. parri</i>	0	11	0	96	1	41	1	82	1	125	358
<i>S. stimpsoni</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	3
<i>Stenopus hispidus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Carideo A	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Carideo B	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Leander tenuicornis</i>	10	53	14	233	1	149	8	21	0	81	570
<i>Periclimenes americanus</i>	72	16	68	250	113	842	33	181	0	86	1661
<i>P. pedersoni</i>	2	0	2	0	23	26	35	63	0	15	166
<i>Tuleariocaris neglecta</i>	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Gnathophyllum americanum</i>	0	2	0	2	2	1	0	0	0	1	8
<i>Gnathophyllum sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alpheopsis trigonus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alpheus armatus</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	6
<i>A. armillatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2
<i>A. normanni</i>	0	116	2	153	6	650	0	73	0	111	1111
<i>A. peasei</i>	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	7
<i>A. websteri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alpheus sp. 1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2
<i>Alpheus sp. 2</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synalpheus fritzmuelleri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synalpheus sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Synalpheus sp. 2</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synalpheus sp. 3</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Hippolyte curacaoensis</i>	0	0	0	1	2	0	0	2	1	0	6
<i>Hippolyte sp.</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Hippolyte zostericola</i>	2	0	1	0	3	0	0	1	0	0	7
<i>Latreutes fucorum</i>	26	480	127	329	500	708	252	612	44	425	3503
<i>L. parvulus</i>	2	1	0	0	0	5	0	1	0	4	13
<i>Lysmata anchisteus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thor amboinensis</i>	5	0	9	4	0	0	0	0	0	0	18
<i>Thor dobkini</i>	11	0	13	158	23	83	0	16	2	57	363
<i>T. manningi</i>	58	78	30	612	85	463	24	28	3	254	1635
<i>Tozeuma carolinense</i>	54	24	55	68	200	156	127	27	31	2	744
<i>Trachycaris restrictus</i>	12	24	27	34	2	32	3	9	1	23	167
<i>Nikoides schmitti</i>	3	21	3	53	0	8	0	33	0	9	130
<i>Processa bermudensis</i>	2	3	4	34	0	115	0	214	0	86	458
<i>P. fimbriata</i>	1	4	10	40	0	66	3	32	0	27	183
<i>Panulirus argus</i>	0	14	4	20	1	6	1	4	0	1	51
<i>Upogebia affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Anomuro A	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1



Tabla 2. Continuación

ESPECIE	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Estación 4		Estación 5		TOTAL
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
Diogenido A	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Calcinus tibicen</i>	1	32	5	27	0	1	0	0	0	1	67
<i>Clibanarius sp.</i>	0	18	0	0	0	2	1	0	0	1	22
<i>Clibanarius tricolor</i>	1	3486	3	74	16	247	151	0	0	0	3978
<i>Dardanus venosus</i>	0	9	1	8	0	13	0	1	0	8	40
<i>Paguristes puncticeps</i>	1	0	0	1	0	5	1	3	0	10	21
<i>Paguristes sp. 1</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>P. tortugae</i>	0	41	1	36	0	0	0	0	0	3	81
<i>Pagurus annulipes</i>	81	30	54	77	98	411	270	89	4	160	1274
<i>P. brevidactylus</i>	24	246	38	268	142	1145	170	28	16	241	2318
<i>P. miamensis</i>	0	0	10	48	0	0	0	0	0	0	58
<i>Pagurus sp. 1</i>	7	14	0	8	3	0	0	0	0	7	39
<i>Pagurus sp. 2</i>	13	24	0	0	3	0	0	0	0	0	40
<i>Petrolisthes galathinus</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	5
<i>Dromidia antillensis</i>	0	1	1	2	1	1	0	0	0	0	6
<i>Calappa angusta</i>	0	0	0	1	0	2	0	0	1	3	7
<i>C. sulcata</i>	0	1	1	1	0	6	0	0	0	0	9
Majido A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Acanthonyx petiverii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chorinus heros</i>	2	4	4	13	1	25	1	14	0	7	71
<i>Epiplatys longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Macrocoeloma diplacanthum</i>	1	0	4	4	0	0	1	0	1	4	15
<i>M. laevigatum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>M. subparaellum</i>	0	0	5	9	0	0	1	0	1	2	18
<i>M. trispinosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mithrax sp. 1</i>	6	0	15	15	0	4	2	1	4	1	48
<i>Mithrax sp. 2</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mithrax pleuracanthus</i>	3	3	6	6	6	8	2	1	1	3	39
<i>Mithraculus coryphe</i>	0	0	3	2	3	1	3	15	60	5	92
<i>M. forceps</i>	10	2	5	6	4	9	4	2	8	8	58
<i>M. sculptus</i>	12	1	20	29	6	1	2	3	14	6	94
<i>Microphrys bicornutus</i>	4	0	2	6	1	1	0	2	1	6	23
<i>Pitho aculeata</i>	8	4	4	6	4	9	1	14	0	5	55
<i>Pitho sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Podochela macrodera</i>	1	0	4	4	0	7	6	3	2	6	33
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Teleophrys sp.</i>	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	5
<i>Thersandrus compressus</i>	1	0	0	1	0	0	0	2	0	2	6
<i>Portunus sp.</i>	3	23	13	24	0	68	3	12	0	8	154
<i>Portunus ordwayi</i>	2	2	1	16	2	24	0	4	0	6	57
Xanthido A	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Xanthido B	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Xanthido L	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Eurypanopeus dissimilis</i>	3	0	4	1	0	4	0	0	0	0	12

Tabla 2. Continuación

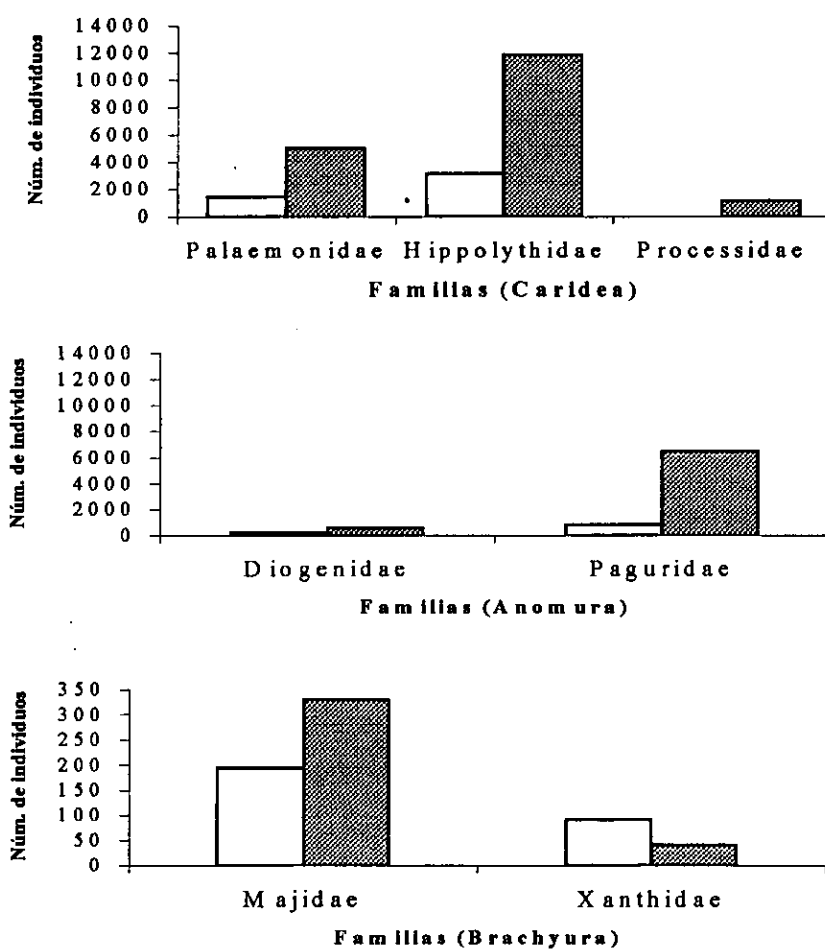
ESPECIE	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Estación 4		Estación 5		TOTAL
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
<i>Hexapanopeus angusifrons</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	3
<i>Lobopilumnus agassizii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Micropanope nuttingi</i>	2	0	0	4	0	1	0	0	0	0	7
<i>Neopanope packardii</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Panopeus herbsti</i>	1	0	0	3	0	0	0	0	1	0	5
<i>Panopeus occidentalis</i>	11	2	11	8	1	1	0	2	2	0	38
<i>Euryplax nitida</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
<i>Pachigrapsus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	491	4928	593	2923	1257	5484	1107	1688	200	1976	20658

En términos generales, se encontraron semejanzas en la composición de especies entre el día y la noche en todas las estaciones de muestreo, salvo por la presencia de las especies raras que ocurrieron en la zona de estudio. Sin embargo, hubo un evidente contraste en el número de individuos recolectado entre el día y la noche. Los valores de abundancia de los miembros de las familias dominantes (Palaemonidae, Hippolythidae, Processidae, Diogenidae y Paguridae) fueron de 4 a 6 veces más elevados durante las recolectas nocturnas. Durante el verano, sólo la familia Xanthidae fue más abundante en las recolectas diurnas (Fig. 5). En el invierno, la tendencia al aumento en el número de individuos durante la noche también fue evidente (Fig. 6).

Tabla 3. Valores de abundancia y riqueza de especies de decápodos en los muestreos diurnos y nocturnos tanto para el verano como el invierno

	VERANO DE 1995									
	DIURNOS					NOCTURNOS				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
No. INDIVIDUOS	1582	754	2388	822	355	6444	4384	9697	3851	2295
No. ESPECIES	35	20	38	30	33	43	32	53	32	45
	INVIERNO DE 1998									
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
No. INDIVIDUOS	491	593	1258	1107	201	4928	2923	5483	1688	1976
No. ESPECIES	43	45	32	28	23	41	64	48	43	47

Esto indica que, en general, los decápodos fueron más abundantes en los muestreos nocturnos, constituyendo el 82% del total de individuos. En las recolectas nocturnas se obtuvieron 24,674 organismos en el verano y 17,032 en el invierno.



**Fig.5.** Comparación de los valores de abundancia entre el día (barras blancas) y la noche (barras negras) de las familias dominantes (de los principales infraordenes) recolectadas en los muestreos efectuados durante el verano de 1995 (La escala del último gráfico no es la misma).

En las figuras 7a y 7b se muestra la abundancia de decápodos en cada estación de muestreo. La estación 3 presentó el mayor número de decápodos tanto en verano como en invierno (9,697 y 5,483 ejemplares, respectivamente) durante las recolectas nocturnas. Las

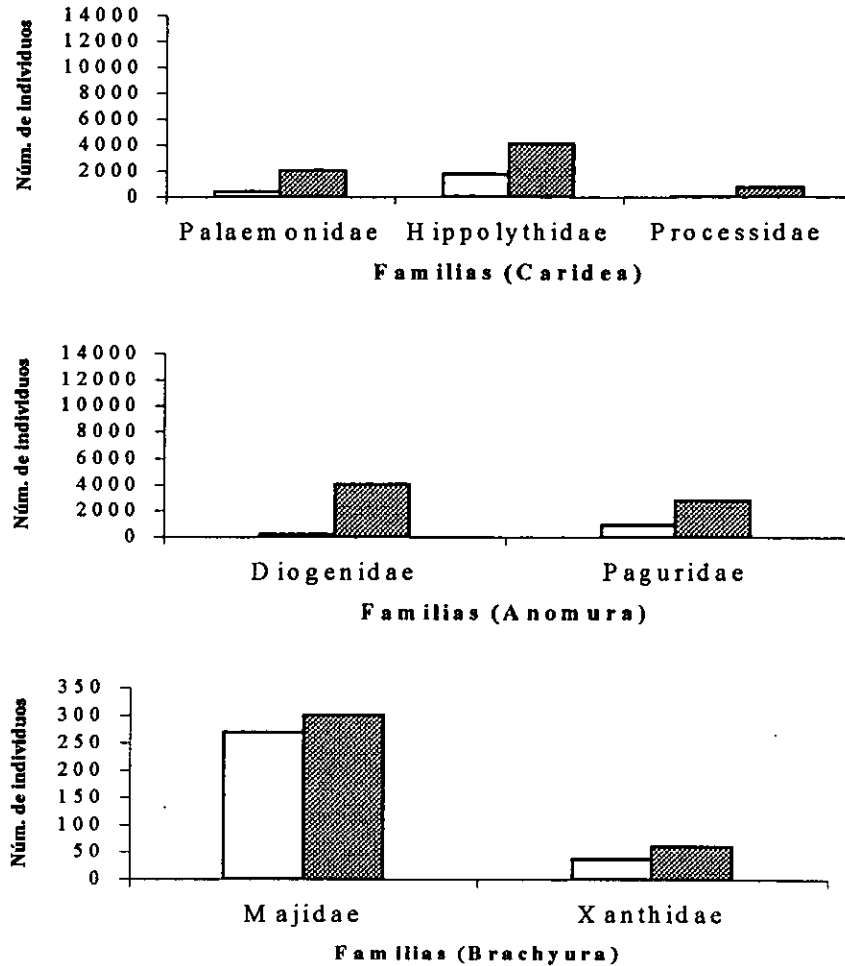


Fig. 6. Comparación de los valores de abundancia entre el día (barras blancas) y la noche (barras negras) de las familias dominantes (de los principales infraordenes) recolectadas en los muestreos efectuados durante el invierno de 1998 (La escala del último gráfico no es la misma).

recolectas diurnas de la estación 3 también tuvieron los máximos niveles de abundancia, con 2,388 individuos en verano y 1,258 en invierno. En general, en el invierno la abundancia decreció notablemente, lo cual podría estar relacionado con la presencia de eventos meteorológicos, como los frentes fríos, que ocurren durante ésta época y que toman inestables las condiciones ambientales, en especial en zonas someras como la del presente estudio, repercutiendo en la disponibilidad de los sitios en los que habitan los diferentes taxa.

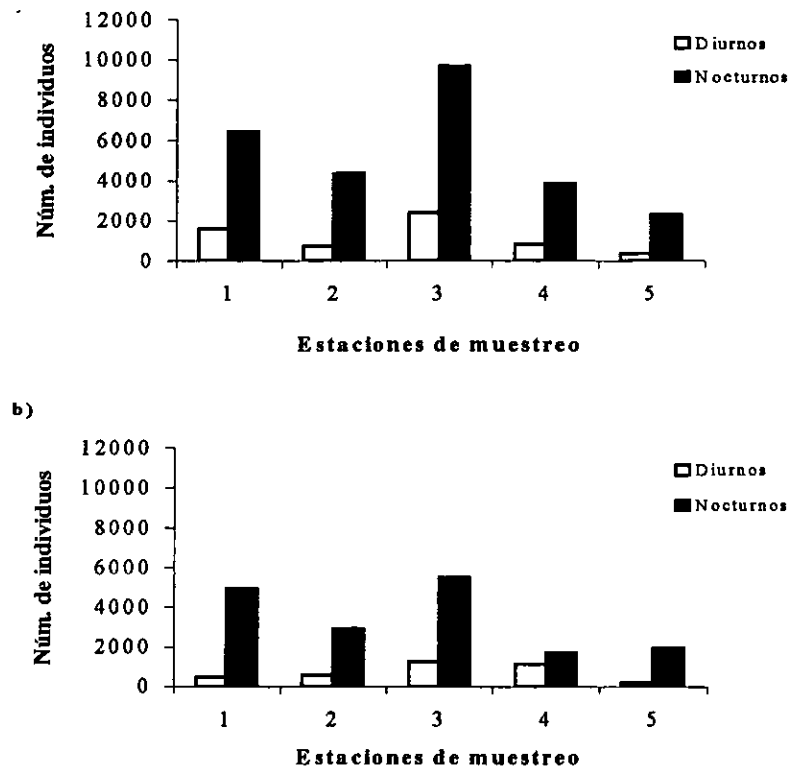


Fig. 7. Valores de abundancia de la fauna de decápodos recolectada en los muestreos diurnos y nocturnos para el verano (a) y el invierno (b)

La prueba de Suma de Rangos de Wilcoxon señaló diferencias significativas en la abundancia de decápodos entre el día y la noche ( $P < 0.05$ ), aunque para las estaciones 4 (de verano) y 1 (de invierno) se rechaza marginalmente la hipótesis nula (Tabla 4).

Durante el verano, el 31.1% de las especies apareció sólo en las recolectas de día, el 4.4% dominó en los muestreos diurnos y el 5.5% tuvo una abundancia igual en los dos horarios (Tabla 5). El 25.5% se capturó exclusivamente en periodos de oscuridad y el 33.3% fueron predominantemente nocturnas, pero también aparecieron en el día.

En contraste, en invierno las especies exclusivamente diurnas estuvieron representadas por el 8.4% del total; las predominantemente diurnas por el 10.5%, y el 2.1% constituyó aquéllas cuya abundancia fue igual en ambos horarios de muestreo. El 26.3% de

**Tabla 4.** Valores de la prueba de rangos de Wilcoxon (T) para comparar el número de individuos entre el día y la noche para las dos temporadas climáticas consideradas. Ho: no existen diferencias significativas en los valores de abundancia entre el día y la noche (GL = grados de libertad).

VERANO DE 1995					
ESTACION	GL	T	T0.05(2),n	Ho	P
1	26	46.5	2.957	Se rechaza	0.0031
2	17	11.0	3.100	Se rechaza	0.0019
3	31	104.5	2.632	Se rechaza	0.0084
4	15	22.5	1.883	Se acepta	0.0596
5	21	10.0	3.420	Se rechaza	0.0006

INVIERNO DE 1998					
ESTACION	GL	T	T0.05(2),n	Ho	P
1	26	83.5	1.900	Se acepta	0.0574
2	40	53.0	4.180	Se rechaza	<0.0001
3	27	17.0	3.914	Se rechaza	<0.0001
4	22	35.0	2.970	Se rechaza	0.0029
5	18	28.5	2.272	Se rechaza	0.023

las especies se encontraron únicamente en la noche y el 52.6% aparecieron en mayor número durante los periodos de oscuridad (Tabla 6).

Cabe mencionar que el patrón de abundancia de *Tozeuma carolinense*, *Pagurus sp. 1*, *Microphrys bicornutus* y *Thersandrus compressus* fue similar para las dos temporadas climáticas.

En la zona de estudio se encontraron 36 especies raras que incluyeron un solo individuo, las cuales se distribuyeron entre las cinco estaciones de muestreo (Tabla 7). De éstas, 15 fueron braquiuros, que fue el grupo más diversificado al incluir el 46.6% del total de las especies. Dentro de este taxón, la familia Majidae (en cuyo caso las especies del género *Mithrax* destacaron por su abundancia) y Xanthidae (donde *Panopeus occidentalis* presentó el mayor número de ejemplares) tuvieron la mayor riqueza específica.

Tabla 5. Horario de captura de la fauna de crustáceos decápodos asociados a pastos marinos en la zona de estudio durante el verano de 1995. N/D: más abundante en la noche; D/N: más abundante en el día; D: exclusivamente diurno; N: exclusivamente nocturno; I: idéntica abundancia entre el día y la noche.

ESPECIE	HORARIO	No. INDIV	% AB REL	ESPECIE	HORARIO	No. INDIV	% AB REL
<i>Latreutes fucorum</i>	N/D	7502	23.036	<i>Thersandrus compressus</i>	D	5	0.015
<i>Periclimenes americanus</i>	N/D	5973	18.341	Xanthido H	I	4	0.012
<i>Thor manningi</i>	N/D	4592	14.101	<i>Teleophrys</i> sp.	D/N	4	0.012
<i>Pagurus annulipes</i>	N/D	4381	13.453	<i>Mithrax</i> sp. 2	I	4	0.012
<i>P. brevidactylus</i>	N/D	2817	8.650	<i>Dromidia antillensis</i>	D/N	4	0.012
<i>Thor dobkini</i>	N/D	1837	5.641	Xanthido B	D	3	<0.01
<i>Alpheus normanni</i>	N/D	926	2.843	<i>Panopeus</i> sp.	N	3	<0.01
<i>Tozeuma carolinense</i>	D	776	2.383	<i>Macrocoeloma laevigatum</i>	N/D	3	<0.01
<i>Processa bermudensis</i>	N/D	697	2.140	<i>Eurypanopeus dissimilis</i>	N/D	3	<0.01
<i>Clibanarius tricolor</i>	N/D	663	2.036	<i>Alpheus</i> sp. 1	N	3	<0.01
<i>Processa fimbriata</i>	N/D	429	1.317	<i>Alpheus</i> sp. 3	N	2	<0.01
<i>Periclimenes pedersoni</i>	D/N	369	1.133	Xanthido M	I	2	<0.01
<i>Trachycaris restrictus</i>	N/D	168	0.516	Xanthido L	D	2	<0.01
<i>Mithraculus forceps</i>	D	122	0.375	Xanthido I	I	2	<0.01
<i>Sicyonia laevigata</i>	N/D	93	0.286	Xanthido F	N	2	<0.01
<i>Mithrax</i> sp. 1	N/D	89	0.273	<i>Thoe</i> sp.	N	2	<0.01
<i>Leander tenuicornis</i>	N/D	86	0.264	<i>Petrolisthes galathinus</i>	N	2	<0.01
<i>Sicyonia parri</i>	N/D	85	0.261	Diogenido A	N	2	<0.01
<i>Mithraculus sculptus</i>	N/D	84	0.258	<i>Alpheus peasei</i>	I	2	<0.01
<i>Latreutes parvulus</i>	N/D	84	0.258	Xanthido N	D	1	<0.01
<i>Portunus</i> sp.	N/D	76	0.233	Xanthido K	D	1	<0.01
<i>Pitho aculeata</i>	N/D	76	0.233	Xanthido J	D	1	<0.01
<i>Panopeus occidentalis</i>	D/N	72	0.221	Xanthido D	N	1	<0.01
<i>Metapenaeopsis goodei</i>	N	65	0.200	Xanthido C	D	1	<0.01
<i>Paguristes tortugae</i>	N/D	61	0.187	Xanthido A	D	1	<0.01
<i>Pagurus</i> sp. 1	N	43	0.132	Xanthido E	N	1	<0.01
<i>Portunus ordwayi</i>	N	33	0.101	<i>Spelaeophorus pontifer</i>	D	1	<0.01
<i>Microphrys bicornutus</i>	N/D	29	0.089	Porcellanido A	D	1	<0.01
<i>Chorinus heros</i>	N	27	0.083	<i>Pilumnus</i> sp. 1	D	1	<0.01
<i>Pagurus</i> sp. 2	N	26	0.080	<i>Pilumnus</i> sp. 2	D	1	<0.01
<i>Panulirus argus</i>	N	25	0.077	<i>Paguristes</i> sp. 1	N	1	<0.01
<i>Pitho</i> sp.	N/D	23	0.071	<i>Periclimenes iridicens</i>	D	1	<0.01
<i>Hippolyte zostericola</i>	D	23	0.071	<i>Mithrax</i> sp. 3	D	1	<0.01
<i>Podochela macrodera</i>	D	19	0.058	<i>Macrocoeloma trispinosum</i>	N	1	<0.01
<i>Mithrax pleuracanthus</i>	N/D	18	0.055	<i>Latreutes inermis</i>	D	1	<0.01
<i>Gnathophyllum americanum</i>	N/D	15	0.046	<i>Epialtus longirostris</i>	D	1	<0.01
<i>Micropanope nuttingi</i>	D	13	0.040	<i>Discias atlanticus</i>	N	1	<0.01
<i>Dardanus venosus</i>	N	13	0.040	Diogenido B	N	1	<0.01
<i>Neopanope packardii</i>	D	12	0.037	<i>Calcinus tibicen</i>	N	1	<0.01
<i>Macrocoeloma diplacanthus</i>	N/D	9	0.028	<i>Calappa sulcata</i>	D	1	<0.01
<i>Nikoides schmitti</i>	N	8	0.025	Anomuro A	N	1	<0.01
<i>Mithraculus coryphe</i>	N/D	8	0.025	<i>Alpheus</i> sp. 4	D	1	<0.01
<i>Clibanarius</i> sp.	N/D	8	0.025	<i>A. armatus</i>	D	1	<0.01
Xanthido G	D	7	0.021	<i>A. armillatus</i>	D	1	<0.01
<i>Paguristes puncticeps</i>	N/D	6	0.018	<i>Alpheopsis trispinosus</i>	D	1	<0.01

**Tabla 6.** Horario de captura de la fauna de crustáceos decápodos asociados a pastos marinos en la zona de estudio durante el invierno de 1995. N/D: más abundante en la noche; D/N: más abundante en el día; D: exclusivamente diurno; N: exclusivamente nocturno; I: idéntica abundancia entre el día y la noche.

ESPECIE	HORARIO	No. INDIV	% AB REL	ESPECIE	HORARIO	No. INDIV	% AB REL
<i>Clibanarius tricolor</i>	N/D	3976	19.354	<i>Hippolyte zostericola</i>	D/N	7	0.034
<i>Latreutes fucorum</i>	N/D	3503	17.051	<i>Alpheus peasei</i>	N	7	0.034
<i>Pagurus brevidactylus</i>	N/D	2318	11.283	<i>Thersandrus compressus</i>	N/D	6	0.029
<i>Periclimenes americanus</i>	N/D	1661	8.085	<i>Hippolyte curacaoensis</i>	I	6	0.029
<i>Thor manningi</i>	N/D	1645	8.007	<i>Dromidia antillensis</i>	N/D	6	0.029
<i>Pagurus annulipes</i>	N/D	1281	6.235	<i>Calappa angusta</i>	N/D	6	0.029
<i>Alpheus normanni</i>	N/D	1111	5.408	<i>Alpheus armatus</i>	N/D	6	0.029
<i>Tozeuma carolinense</i>	D/N	737	3.587	<i>Tuleariocaris neglecta</i>	N/D	5	0.024
<i>Leander tenuicornis</i>	N/D	570	2.775	<i>Teleophrys sp.</i>	D/N	5	0.024
<i>Processa bermudensis</i>	N/D	458	2.229	<i>Petrolisthes galathinus</i>	N	5	0.024
<i>Sicyonia laevigata</i>	N/D	391	1.903	<i>Panopeus herbsti</i>	N/D	5	0.024
<i>Thor dobtkni</i>	N/D	363	1.767	<i>Macrocoeloma laevigatum</i>	N/D	4	0.019
<i>Sicyonia parri</i>	N/D	358	1.743	<i>Euryplax nitida</i>	N/D	3	0.015
<i>Metapenaeopsis goodei</i>	N/D	228	1.110	<i>Sicyonia brevirostris</i>	N	3	0.015
<i>Processa fimbriata</i>	N/D	183	0.891	<i>Sicyonia stimpsoni</i>	N/D	3	0.015
<i>Trachycaris restrictus</i>	N/D	167	0.813	<i>Hexapanopeus angustifrons</i>	N/D	3	0.015
<i>Portunus sp.</i>	N/D	154	0.750	<i>A. armillatus</i>	N	2	0.010
<i>Periclimenes pedersoni</i>	N/D	151	0.735	<i>Pitho sp.</i>	D	2	0.010
<i>Nikoides schmitti</i>	N/D	130	0.633	<i>Neopanope packardii</i>	N	2	0.010
<i>Mithraculus sculptus</i>	N/D	102	0.496	<i>Hippolyte sp.</i>	I	2	0.010
<i>M. coryphe</i>	D/N	92	0.448	<i>Epialtus longirostris</i>	D	2	0.010
<i>Paguristes tortugae</i>	N/D	81	0.394	<i>Alpheus sp. 1</i>	N	2	0.010
<i>Chorinus heros</i>	N/D	71	0.346	<i>Synalpheus sp. 1</i>	N	2	0.010
<i>Calcinus tibicen</i>	N/D	67	0.326	<i>Xanthido L</i>	N	1	< 0.01
<i>Pagurus miamensis</i>	N/D	58	0.282	<i>Xanthido A</i>	N	1	< 0.01
<i>Mithraculus forceps</i>	D/N	58	0.282	<i>Xanthido B</i>	D	1	< 0.01
<i>Portunus ordwayi</i>	N/D	57	0.277	<i>Upogebia affinis</i>	N	1	< 0.01
<i>Pitho aculeata</i>	N/D	55	0.268	<i>Synalpheus sp. 3</i>	N	1	< 0.01
<i>Panulirus argus</i>	N/D	51	0.248	<i>Synalpheus fritzmuelleri</i>	N	1	< 0.01
<i>Mithrax sp. 1</i>	D/N	48	0.234	<i>Stenorhynchus seticornis</i>	N	1	< 0.01
<i>Pagurus sp. 2</i>	N/D	40	0.195	<i>Stenopus hispidus</i>	N	1	< 0.01
<i>Dardanus venosus</i>	N/D	40	0.195	<i>Pachygrapsus gracilis</i>	D	1	< 0.01
<i>Pagurus sp. 1</i>	N/D	39	0.190	<i>Mithrax sp. 2</i>	N	1	< 0.01
<i>Panopeus occidentalis</i>	D/N	36	0.175	<i>Majido A</i>	N	1	< 0.01
<i>Podochela macrodera</i>	N/D	33	0.161	<i>Synalpheus sp. 2</i>	D	1	< 0.01
<i>Mithrax pleuracanthus</i>	D/N	32	0.156	<i>Lysmata anchisteus</i>	D	1	< 0.01
<i>Microphrys bicornotus</i>	N/D	24	0.117	<i>Lobopium agasizii</i>	N	1	< 0.01
<i>Clibanarius sp.</i>	N/D	22	0.107	<i>Gnathophyllum sp.</i>	N	1	< 0.01
<i>Paguristes puncticeps</i>	N/D	21	0.102	<i>Diogenido A</i>	N	1	< 0.01
<i>Thor amboinensis</i>	D/N	18	0.088	<i>Carideo B</i>	N	1	< 0.01
<i>Macrocoeloma subparallelu</i>	N/D	18	0.088	<i>Carideo A</i>	D	1	< 0.01
<i>Paguristes sp. 1</i>	N/D	17	0.083	<i>Automate sp.</i>	N	1	< 0.01
<i>Macrocoeloma diplacanthum</i>	N/D	15	0.073	<i>Anomuro A</i>	N	1	< 0.01
<i>Latreutes parvulus</i>	N/D	13	0.063	<i>Alpheus sp. 2</i>	N	1	< 0.01
<i>Eurypanopeus dissimilis</i>	D/N	12	0.058	<i>Alpheopsis trigonus</i>	N	1	< 0.01
<i>Calappa sulcata</i>	N/D	9	0.044	<i>Acanthonyx petiverii</i>	D	1	< 0.01
<i>Gnathophyllum americanum</i>	N/D	8	0.039	<i>Alpheus websteri</i>	N	1	< 0.01
<i>Micropanope nuttingi</i>	N/D	7	0.034				

### Proporción de aparición

Tanto en el verano como en el invierno se registraron 40 especies que tuvieron una proporción de aparición de 0.5 a 1 en sus respectivas recolectas (Tablas 8 y 9); dicha



proporción, junto con los valores de abundancia absoluta [transformados a  $\log(x+1)$ ] sirvieron de base para la realización de la prueba de Olmstead-Tukey. Se efectuó el análisis para cada una de las dos épocas del año consideradas. En el verano (Fig. 8), dicho análisis mostró que el 43.2% de las especies fueron dominantes, el 5.5% estacionales y el 3.3% comunes. Sin embargo, el 48.0% correspondieron a las especies raras, de las cuales el 74% fueron especies del Infraorden Brachyura.

En invierno (Fig. 9), el 45.2% correspondió a especies dominantes, el 4.2% a estacionales, el 3.1% a constantes, y las raras presentaron el mayor porcentaje de aparición: 47.5%.

## ÍNDICES DE DIVERSIDAD

### *Verano*

En los muestreos nocturnos de verano, los índices de Shannon-Wiener y de equitatividad mostraron los valores más elevados en la estación 5. En los muestreos diurnos, el valor más alto del índice de Shannon-Wiener se registró en la estación 1, y el más alto del índice de equitatividad correspondió a la estación 2 (Tabla 10a).

### *Invierno*

En los muestreos diurnos de invierno, la estación 1 mostró el índice de equitatividad más elevado, y la estación 2 presentó el máximo valor del de Shannon-Wiener tanto de día como de noche. En los muestreos nocturnos, el índice de equitatividad más elevado se obtuvo en la estación 5 (Tabla 10b). La estación 1 registró los valores más bajos de equitatividad tanto en verano como en invierno, lo cual podría estar relacionado con la dominancia de una sola especie (*Clibanarius tricolor*).

Tabla 7. Especies raras (que incluyeron un solo individuo) encontradas en cada sitio de muestreo para verano e invierno

a) VERANO				
ESTACION 1	ESTACION 2	ESTACION 3	ESTACION 4	ESTACION 5
Diogenido B	Xanthido F	<i>Discias atlanticus</i>	<i>Periclimenes iridiscens</i>	<i>Alpheus peasei</i>
<i>Teleophrys sp.</i>		<i>Alpheus sp. 2</i>	<i>Alpheus sp. 3</i>	<i>Alpheopsis trispinosus</i>
Xanthido B		Anomuro A	<i>Alpheus sp. 4</i>	Porcellanido A
Xanthido I		<i>Macrocoeloma trispinosum</i>	<i>Latreutes inermis</i>	<i>Spelaeophorus pontifer</i>
Xanthido J		<i>Pitho sp.</i>	Xanthido C	<i>Eptaltus longirostris</i>
Xanthido K		Xanthido D		<i>Thoe sp.</i>
<i>Panopeus sp.</i>		Xanthido G		Xanthido E
		Xanthido L		<i>Pilumnus sp. 1</i>
		Xanthido M		<i>Pilumnus sp. 2</i>
		Xanthido N		
b) INVIERNO				
<i>Stenopus hispidus</i>	<i>Sicyonia brevirostris</i>	<i>Synalpheus sp. 3</i>	Carideo A	<i>Alpheus sp. 1</i>
<i>Gnathophyllum sp.</i>	<i>Alpheopsis trigonus</i>	<i>Macrocoeloma laevigatum</i>	Carideo B	<i>Synalpheus sp. 1</i>
<i>Lysmata anchisteus</i>	<i>Alpheus websteri</i>	<i>Stenorhynchus seticornis</i>	<i>Automate sp.</i>	Majido A
<i>Synalpheus sp. 2</i>	<i>Synalpheus fritzmülleri</i>	<i>Euryplax nitida</i>	<i>Upogebia affinis</i>	
Xanthido B	Anomuro A		<i>Pitho sp.</i>	
	Diogenido A		Xanthido K	
	<i>Petrolisthes galatinus</i>		<i>Pachygrapsus gracilis</i>	
	<i>Acanthonyx petiverii</i>			
	<i>Macrocoeloma subparallelum</i>			
	<i>Hexapanopeus angustifrons</i>			
	<i>Lopopilumnus agassizii</i>			
	<i>Neopanope packardi</i>			

En cada estación de muestreo, se compararon los índices de Shannon-Wiener de los muestreos diurnos y nocturnos para cada temporada del año considerada, a través de una prueba de t (Tabla 11). Solamente las estaciones 1 en verano y 2 en verano e invierno no mostraron diferencias significativas en la diversidad de decápodos entre el día y la noche.

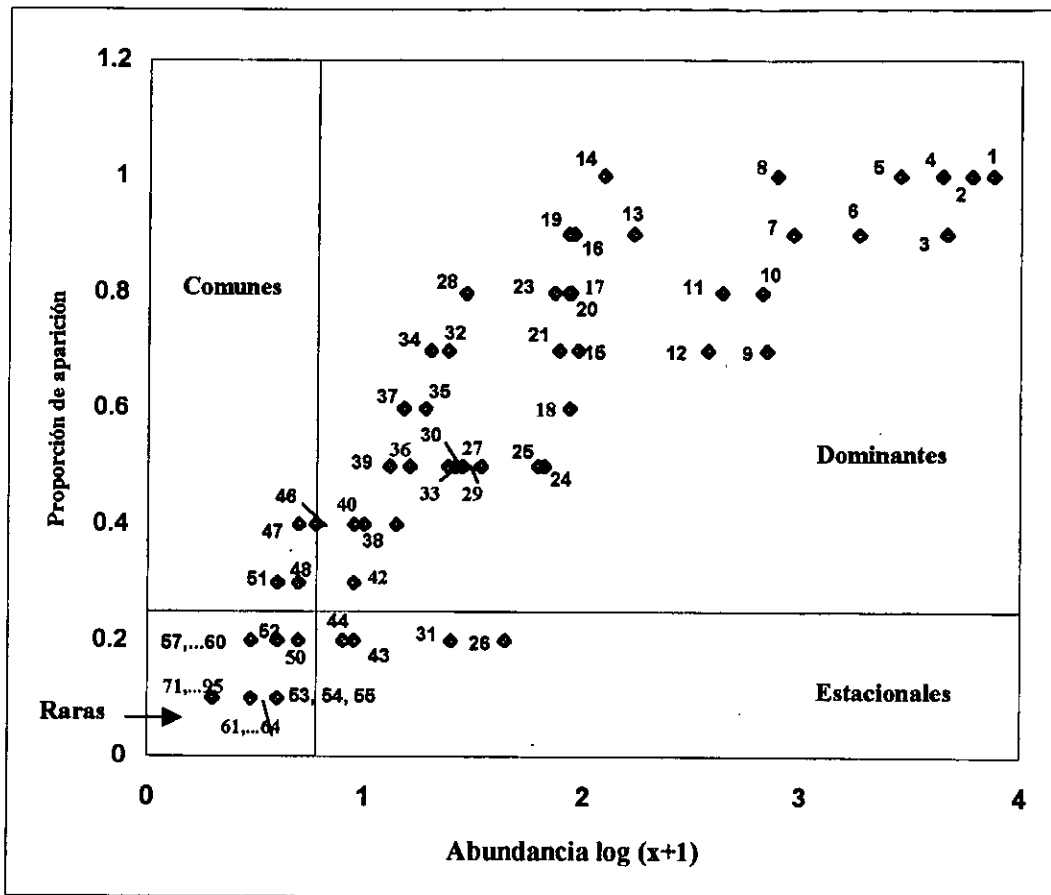


Fig. 8. Categorización de las especies de decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal obtenidas en el verano, a través de la prueba de Olmstead-Tukey. Los números corresponden a las especies de la Tabla 8.

**Tabla 8.** Categorización de las especies de decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal obtenidas en el verano, a través de la prueba de Olmstead-Tukey. Los números corresponden a las especies de la Fig. 8. \* Proporción de aparición. D: dominante; C: común; E: estacional; R: rara.

NUMERO	ESPECIE	LOG (X+1)	*PROP AP	CATEGORIA
1	<i>Latreutes fucorum</i>	3.875	1	D
2	<i>Periclimenes americanus</i>	3.776	1	D
3	<i>Thor manningi</i>	3.662	0.9	D
4	<i>Pagurus annulipes</i>	3.642	1	D
5	<i>P. brevidactylus</i>	3.450	1	D
6	<i>Thor dobkini</i>	3.264	0.9	D
7	<i>Alpheus normanni</i>	2.967	0.9	D
8	<i>Tozeuma carolinense</i>	2.890	1	D
9	<i>Processa bermudensis</i>	2.844	0.7	D
10	<i>Clibanarius tricolor</i>	2.822	0.8	D
11	<i>Processa fimbriata</i>	2.633	0.8	D
12	<i>Periclimenes pedersoni</i>	2.568	0.7	D
13	<i>Trachycaris restrictus</i>	2.228	0.9	D
14	<i>Mithraculus forceps</i>	2.090	1	D
15	<i>Sicyonia laevigata</i>	1.973	0.7	D
16	<i>Mithrax sp. 1</i>	1.954	0.9	D
17	<i>Leander tenuicornis</i>	1.940	0.8	D
18	<i>Sicyonia parri</i>	1.934	0.6	D
19	<i>Mithraculus sculptus</i>	1.929	0.9	D
20	<i>Latreutes parvulus</i>	1.929	0.8	D
21	<i>Pitho aculeata</i>	1.886	0.7	D
22	<i>Portunus sp.</i>	1.886	0.7	D
23	<i>Panopeus occidentalis</i>	1.863	0.8	D
24	<i>Metapenaeopsis goodei</i>	1.820	0.5	D
25	<i>Paguristes tortugae</i>	1.792	0.5	D
26	<i>Pagurus sp. 1</i>	1.643	0.2	E
27	<i>Portunus ordwayi</i>	1.531	0.5	D
28	<i>Microphrys bicornutus</i>	1.462	0.8	D
29	<i>Chorinus heros</i>	1.447	0.5	D
30	<i>Pamulirus argus</i>	1.415	0.5	D
31	<i>Pagurus sp. 2</i>	1.398	0.2	E
32	<i>Hippolyte zostericola</i>	1.380	0.7	D
33	<i>Pitho sp.</i>	1.380	0.5	D
34	<i>Podochela macrodera</i>	1.301	0.7	D
35	<i>Mithrax pleuracanthus</i>	1.279	0.6	D
36	<i>Gnathophyllum americanum</i>	1.204	0.5	D

Tabla 8. Continuación.

NUMERO	ESPECIE	LOG (X+1)	*PROP AP	CATEGORIA
37	<i>Micropanope nuttingi</i>	1.176	0.6	D
38	<i>Dardanus venosus</i>	1.146	0.4	D
39	<i>Neopanope packardii</i>	1.114	0.5	D
40	<i>Macroceloma diplacanthum</i>	1.000	0.4	D
41	<i>Clibanarius sp.</i>	0.954	0.4	D
42	<i>Nikoides schmitti</i>	0.954	0.3	D
43	<i>Mithraculus coryphe</i>	0.954	0.2	E
44	Xanthido G	0.903	0.2	E
45	<i>Paguristes puncticeps</i>	0.778	0.4	C
46	<i>Thersandrus compressus</i>	0.778	0.4	C
47	Xanthido H	0.699	0.4	C
48	<i>Dromidia antillensis</i>	0.699	0.3	R
49	<i>Mithrax sp. 2</i>	0.699	0.2	R
50	<i>Teleophrys sp.</i>	0.699	0.2	R
51	<i>Macrocoeloma laevigatum</i>	0.602	0.3	R
52	<i>Eurypanopeus dissimilis</i>	0.602	0.2	R
53	<i>Alpheus sp. 1</i>	0.602	0.1	R
54	Xanthido B	0.602	0.1	R
55	<i>Panopeus sp.</i>	0.602	0.1	R
66	<i>Macrocoeloma trispinosum</i>	0.301	0.1	R
67	<i>Discias atlanticus</i>	0.301	0.1	R
68	<i>Periclimenes iridicens</i>	0.301	0.1	R
69	<i>Alpheopsis trispinosus</i>	0.301	0.1	R
70	<i>Alpheus armatus</i>	0.301	0.1	R
71	<i>Alpheus armillatus</i>	0.301	0.1	R
72	<i>Alpheus sp. 4</i>	0.301	0.1	R
73	<i>Latreutes inermis</i>	0.301	0.1	R
74	Anomuro A	0.301	0.1	R
75	Diogenido B	0.301	0.1	R
76	<i>Calcinus tibicen</i>	0.301	0.1	R
77	<i>Paguristes sp. 1</i>	0.301	0.1	R
78	Porcellanido A	0.301	0.1	R
79	<i>Speloeophorus pontifer</i>	0.301	0.1	R
80	<i>Calappa sulcata</i>	0.301	0.1	R
81	<i>Epialtus longirostris</i>	0.301	0.1	R
82	<i>Mithrax sp. 3</i>	0.301	0.1	R
83	Xanthido A	0.301	0.1	R
84	Xanthido C	0.301	0.1	R

Tabla 8. Continuación.

NUMERO	ESPECIE	LOG (X+1)	*PROP AP	CATEGORIA
85	Xanthido D	0.301	0.1	R
86	Xanthido J	0.301	0.1	R
87	Xanthido K	0.301	0.1	R
88	Xanthido N	0.301	0.1	R
89	<i>Pilumnus sp. 1</i>	0.301	0.1	R
90	<i>Pilumnus sp. 2</i>	0.301	0.1	R

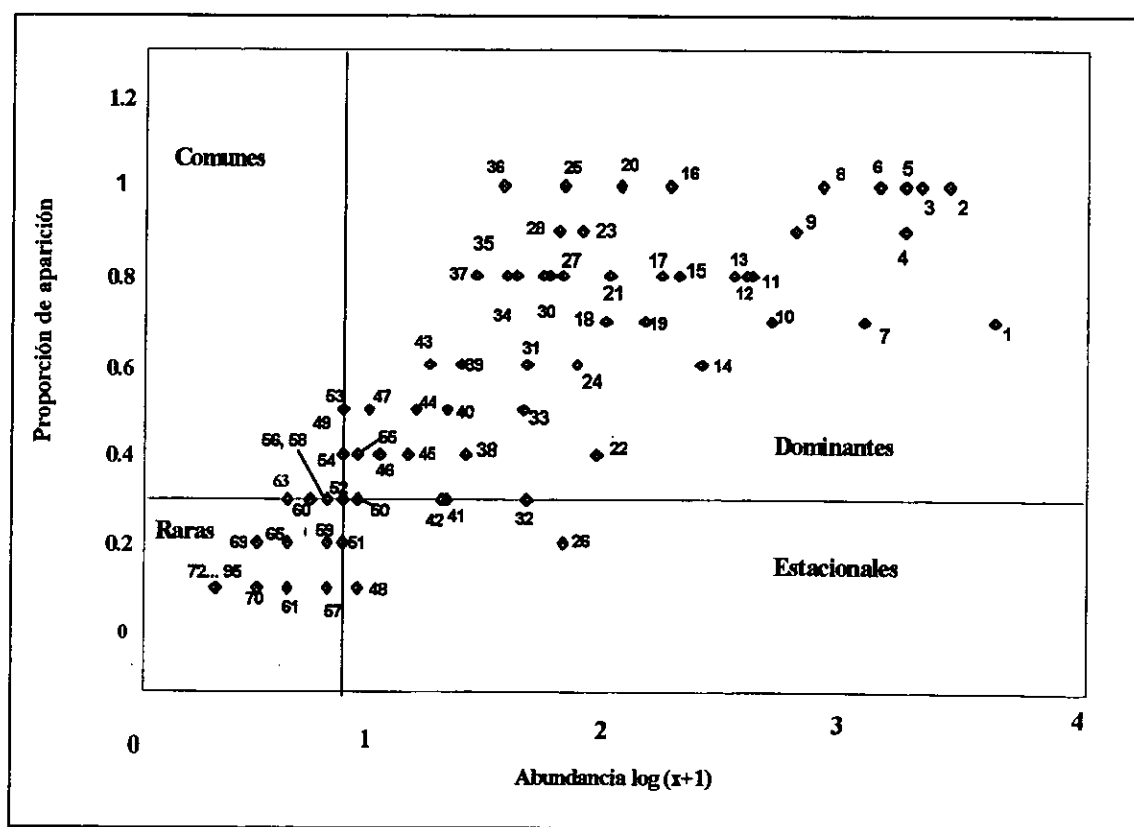


Fig. 9. Categorización de las especies de decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal obtenidas en el invierno, a través de la prueba de Olmstead-Tukey. Los números corresponden a las especies de la Tabla 9.

**Tabla 9.** Categorización de las especies de decápodos con base en su proporción de aparición y valores de abundancia absoluta durante el invierno. \*Proporción de aparición. D: dominante; C: común; E: estacional; R: rara.

NUMERO	ESPECIE	LOG(X+1)	*PROP AP	CATEGORIA
1	<i>Clibanarius tricolor</i>	3.600	0.7	D
2	<i>Latreutes fucorum</i>	3.407	1	D
3	<i>Pagurus brevidactylus</i>	3.285	1	D
4	<i>Periclimenes americanus</i>	3.221	0.9	D
5	<i>Thor manningi</i>	3.216	1	D
6	<i>Pagurus annulipes</i>	3.108	1	D
7	<i>Alpheus normanni</i>	3.046	0.7	D
8	<i>Tozeuma carolinense</i>	2.868	1	D
9	<i>Leander tenuicornis</i>	2.757	0.9	D
10	<i>Processa bermudensis</i>	2.662	0.7	D
11	<i>Sicyonia laevigata</i>	2.581	0.8	D
12	<i>Thor dobkini</i>	2.498	0.8	D
13	<i>Sicyonia parri</i>	2.555	0.8	D
14	<i>Metapenaeopsis goodei</i>	2.360	0.6	D
15	<i>Processa fimbriata</i>	2.265	0.8	D
16	<i>Trachycaris restrictus</i>	2.225	1	D
17	<i>Portunus sp.</i>	2.190	0.8	D
18	<i>Periclimenes pedersoni</i>	1.954	0.7	D
19	<i>Nikoides schmitti</i>	2.117	0.7	D
20	<i>Mithraculus sculptus</i>	2.013	1	D
21	<i>M. coryphe</i>	1.968	0.8	D
22	<i>Paguristes tortugae</i>	1.914	0.4	D
23	<i>Chorinus heros</i>	1.857	0.9	D
24	<i>Calcinus tibicen</i>	1.833	0.6	D
25	<i>Mithraculus forceps</i>	1.771	1	D
26	<i>Pagurus miamensis</i>	1.771	0.2	E
27	<i>Portunus ordwayi</i>	1.763	0.8	D
28	<i>Pitho aculeata</i>	1.748	0.9	D
29	<i>Pamulirus argus</i>	1.716	0.8	D
30	<i>Mithrax sp. 1</i>	1.690	0.8	D
31	<i>Dardanus venosus</i>	1.613	0.6	D
32	<i>Pagurus sp.2</i>	1.613	0.3	E
33	<i>Pagurus sp. 1</i>	1.602	0.5	D
34	<i>Panopeus occidentalis</i>	1.568	0.8	D
35	<i>Podochela macrodera</i>	1.531	0.8	D
36	<i>Mithrax pleuracanthus</i>	1.519	1	D

Tabla 9. Continuación.

NUMERO	ESPECIE	LOG(X+1)	*PROP AP	CATEGORIA
81	<i>Gnathophyllum sp.</i>	0.301	0.1	R
82	<i>Lobopilumnus agassizii</i>	0.301	0.1	R
83	<i>Lysmata anchisteus</i>	0.301	0.1	R
84	<i>Synalpheus sp. 2</i>	0.301	0.1	R
85	Majido A	0.301	0.1	R
86	<i>Mithrax sp. 2</i>	0.301	0.1	R
87	<i>Pachygrapsus gracilis</i>	0.301	0.1	R
88	<i>Stenopus hispidus</i>	0.301	0.1	R
89	<i>Stenorhynchus seticornis</i>	0.301	0.1	R
90	<i>Synalpheus fritzmuelleri</i>	0.301	0.1	R
91	<i>Synalpheus sp. 3</i>	0.301	0.1	R
92	<i>Upogebia affinis</i>	0.301	0.1	R
93	Xanthido A	0.301	0.1	R
94	Xanthido B	0.301	0.1	R
95	Xanthido L	0.301	0.1	R

### CLASIFICACION DE LA COMUNIDAD

A partir del dendrograma generado del análisis cluster (Fig. 10) se reconocieron dos grandes grupos, el primero de ellos (A) asoció los muestreos diurnos, independientemente de la temporada climática. El otro grupo (B) estuvo constituido por los muestreos nocturnos. Esto refleja que son más marcadas las diferencias en la fauna de decápodos entre el día y la noche que entre el verano y el invierno. Sin embargo, la estación menos parecida a las restantes fue la 1 en invierno (nocturna), lo cual probablemente se deba a la gran abundancia del diogénido *Clibanarius tricolor*.

Analizando por separado los dendrogramas que se realizaron para los muestreos nocturnos de verano e invierno, se observa que en el primer caso (Fig. 11), las estaciones más similares entre sí fueron la 1 y la 3, que presentaron el mayor número de especies e



individuos y tuvieron en común 37 especies, 36 de ellas dominantes. El siguiente par de estaciones más parecidas fueron la 2 y 5, con 27 especies compartidas, todas ellas dominantes. Finalmente, la estación 4 resultó la menos semejante, que se caracterizó por ser la única en la que no se encontraron 6 de las especies más abundantes (catalogadas como dominantes).

Para el invierno (Fig. 12) el dendrograma agrupó a las estaciones 4 y 5 como las más similares, mismas que tuvieron las menores abundancias, con 36 especies compartidas. (todas dominantes). Posteriormente el análisis de clasificación separó a las estaciones 3 que tuvo el mayor número de individuos, a la 2, que fue la más rica en especies y la 1 con la riqueza específica más baja.

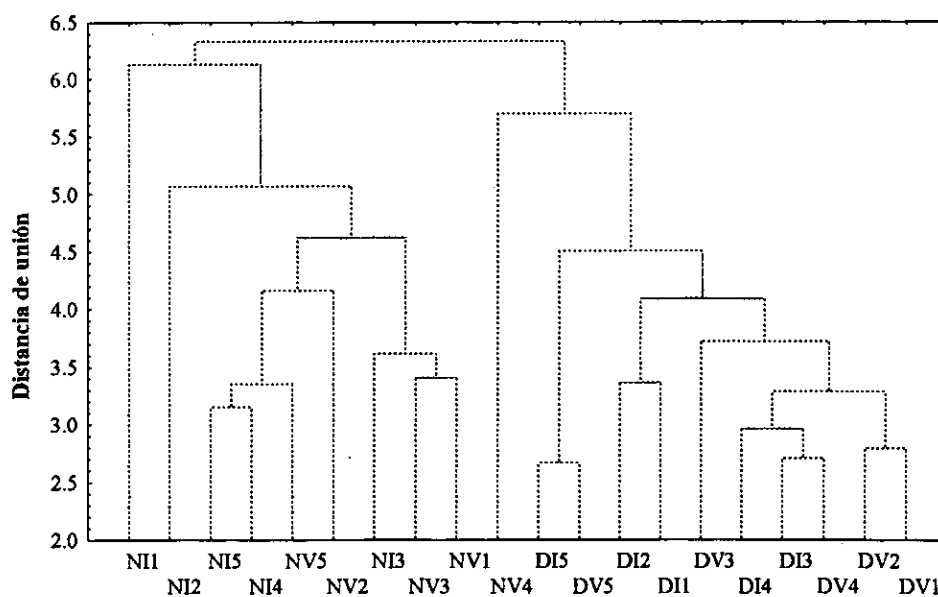


Fig. 10. Dendrograma de las asociaciones faunísticas generado para el verano (V) y el invierno (I), tanto de día (D) como de noche (N) en cada una de las estaciones de muestreo (1, 2, 3, 4 y 5)

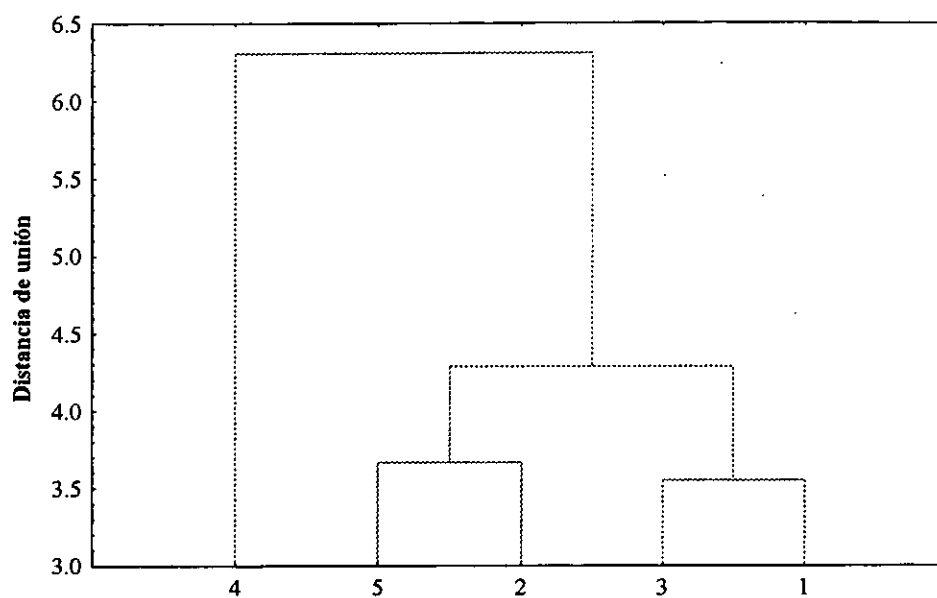


Fig. 11. Dendrograma de las asociaciones faunísticas correspondientes al verano.

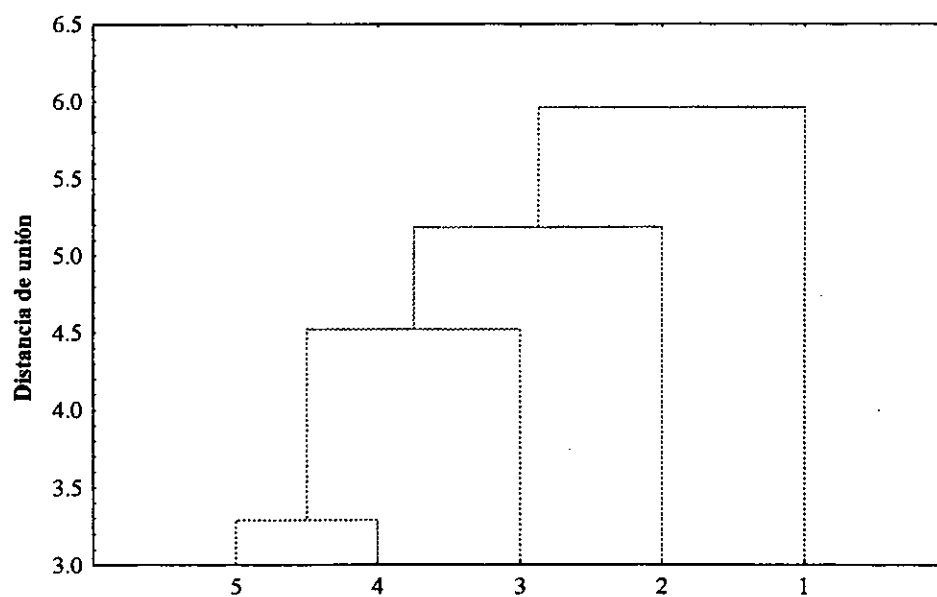


Fig. 12. Dendrograma de las asociaciones faunísticas correspondientes al invierno.

**Tabla 10.** Índices de diversidad de la fauna de decápodos en cada una de las estaciones de muestreo, tanto para el verano (a) como el invierno (b).

<b>MUESTREOS DIURNOS</b>				
a)	Estación	Equitatividad (J')	Shannon-Wiener (H')	Varianza
	1	0.616	2.191	0.0006
	2	0.629	1.884	0.005
	3	0.555	2.018	0.0007
	4	0.581	1.974	0.002
	5	0.442	1.544	0.009
<b>MUESTREOS NOCTURNOS</b>				
	1	0.586	2.203	0.0002
	2	0.559	1.935	0.0003
	3	0.567	2.242	0.0001
	4	0.523	1.813	0.0004
	5	0.640	2.390	0.0006
<b>MUESTREOS DIURNOS</b>				
b)	Estación	Equitatividad (J')	Shannon-Wiener (H')	Varianza
	1	0.768	2.887	0.0028
	2	0.767	2.918	0.0025
	3	0.570	1.975	0.0012
	4	0.610	2.031	0.0009
	5	0.684	2.144	0.0072
<b>MUESTREOS NOCTURNOS</b>				
	1	0.357	1.326	0.0006
	2	0.696	2.893	0.0005
	3	0.646	2.501	0.0002
	4	0.639	2.402	0.0011
	5	0.698	2.687	0.0007

### **ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES A NIVEL ESPACIAL**

La densidad de pastos marinos mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_{0.05(1)4,95} = 10.59$ ,  $P < 0.001$ ). Para los valores de densidad de *S. filiforme* y *T. testudinum*, que fueron los principales grupos de vegetación dentro de la laguna arrecifal (Fig. 13), la prueba de Tukey separó las estaciones de muestreo en dos grupos: uno constituido por los sitios 1, 2 y 3 y el otro por las estaciones 4 y 5.

**Tabla 11.** Resultados de la prueba de t de Student que se realizó a partir del índice de Shannon-Wiener para los muestreos diurnos y nocturnos en cada estación de muestreo y época del año. (Ho: no hay diferencias significativas en el índice de diversidad entre el día y la noche).

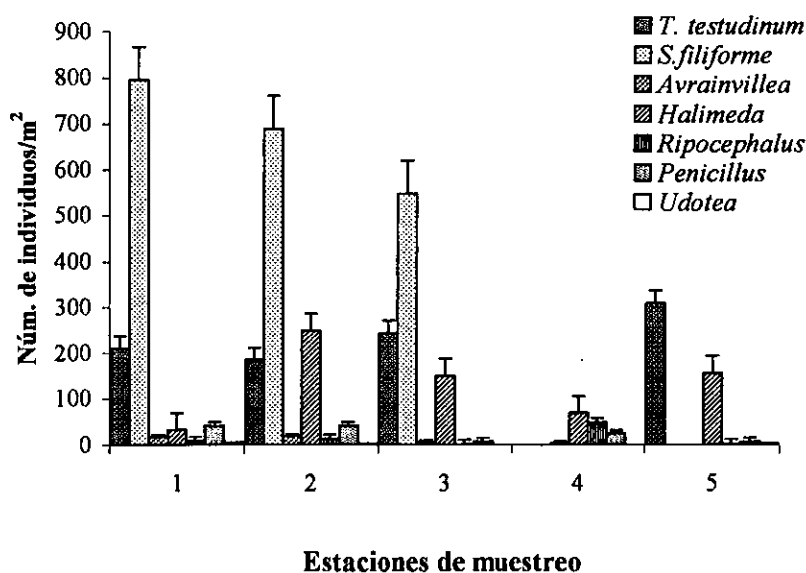
VERANO DE 1995			
ESTACION	T	GL	P
1	0.431	2778	0.6662
2	0.708	847	0.478
3	8.308	3103	<0.0001
4	3.292	1178	0.001
5	8.697	404	<0.0001
INVIERNO DE 1998			
1	26.554	61	<0.0001
2	0.453	821	0.6508
3	14.058	1699	<0.0001
4	8.305	2763	<0.0001
5	6.109	242	<0.0001

En la laguna media, la estación 3 registró la mayor densidad de *T. testudinum*, sin embargo, en la estación 5 (arrecife posterior) su densidad fue superior a la del resto de las estaciones, lo que indica que la vegetación se distribuye de manera heterogénea en la zona de estudio. Las densidades más altas de *S. filiforme* se encontraron en la estación 1, mientras que las estaciones 4 y 5 estuvieron desprovistas de esta macrofita. A pesar de la semejanza en la densidad de pastos entre algunas estaciones, fue evidente la variabilidad en la abundancia de decápodos recolectados en los distintos sitios de muestreo.

La biomasa de *L. variegata* (Fig. 14) presentó el valor más alto ( $39.47 \text{ g m}^{-2}$ ) en la estación 1, ligeramente inferior en la estación 2 ( $30.5 \text{ g m}^{-2}$ ), y mucho menor en la 3 ( $10.06 \text{ g m}^{-2}$ ). El análisis de varianza también señaló diferencias significativas entre las estaciones ( $F_{0.05 (1) 2, 57} = 10.401$ ,  $P < 0.001$ ). La prueba de Tukey agrupó a las estaciones 1 y 2, y separó a la estación 3 (que presentó la mayor abundancia de decápodos). Cabe mencionar que *L.*

*variegata* únicamente fue recolectada en la laguna media, que es la región en la que predominan los manchones de esta alga. En las estaciones 4 y 5 no se encontró a esta ficofita.

La densidad de decápodos mostró una relación significativa con la densidad de *S. filiforme*, pero no con la densidad de *T. testudinum* ni con la biomasa de *L. variegata* (Tabla 12).



**Fig. 13.** Densidad de pastos marinos (número de grupos foliares  $m^{-2}$ ) y algas rizofíticas y calcáreas (número de talos  $m^{-2}$ ) encontradas en los sitios de muestreo durante el invierno de 1999.

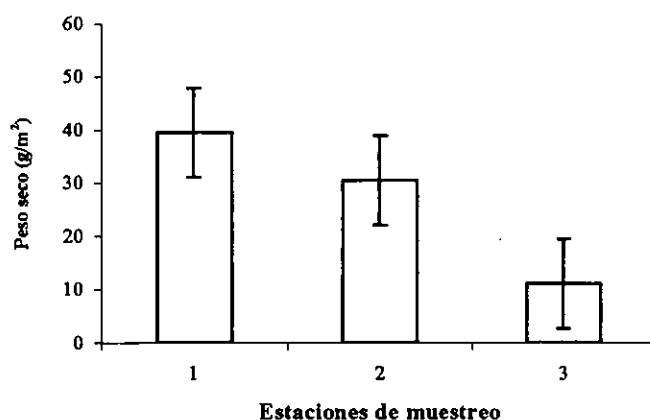
Para el verano, no se efectuó específicamente un monitoreo de la vegetación marina.

No obstante, Reyes-Zavala (1998) realizó un muestreo de macrofitas bénticas en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, entre el 21 de agosto y el 11 de diciembre de 1995 (verano-otoño). Los valores de densidad de la vegetación obtenidos por Reyes-Zavala (1998) se emplearon para tratar de establecer algún patrón que relacionara la abundancia y

**Tabla 12.** Regresión lineal de la densidad de pastos marinos y de biomasa de *L. Variegata* contra la densidad de decápodos

Relación	$r^2$	F	P
Densidad de <i>T. testudinum</i> vs. densidad de decápodos	0.313	1.368	0.326
Densidad de <i>S. filiforme</i> vs. densidad de decápodos	0.771	10.152	0.049
Biomasa de <i>L. variegata</i> vs. densidad de decápodos	0.337	1.526	0.304

composición específica de los decápodos recolectados durante el verano. Dicho estudio mostró que la densidad de *S. filiforme* disminuyó hacia la zona del arrecife posterior, mientras que lo contrario sucedió con *T. testudinum*, cuya tendencia fue a aumentar el número de hojas en esta zona. Este patrón se observó también en el muestreo de invierno de 1999 realizado en el presente estudio, lo cual sugiere que la vegetación marina no ha sufrido cambios notorios a lo largo del tiempo en esta laguna arrecifal. Así, Reyes-Zavala (1998) registró las mayores densidades de macrofitas en un sitio muy cercano a la estación 3 del presente estudio, que fue donde se obtuvieron los mayores valores de riqueza específica y abundancia de decápodos (53 especies; 9,697 especímenes).



**Fig. 14.** Biomasa en peso seco ( $\text{g/m}^2$ ) del alga *Lobophora variegata* que se obtuvo en la laguna media. La línea media indica el error estándar.

De esta manera, los niveles más altos de abundancia de decápodos se encontraron en las localidades con vegetación más densa (1 a 3), en tanto que en las estaciones 4 y 5, localizadas en el arrecife posterior, más expuestas al oleaje, tuvieron la menor abundancia de decápodos: sólo el 23% del total de individuos se recolectaron en estas dos estaciones. De manera similar, en los sitios con menor densidad de vegetación se recolectó un número inferior de especies en las dos temporadas del año consideradas.

## DISCUSIÓN

La mayor parte de las investigaciones realizadas sobre la epifauna de invertebrados asociados a pastizales marinos coinciden en señalar la dominancia numérica de los crustáceos decápodos (Hooks *et al.* 1976; Heck 1977; Young & Young 1977; Heck & Orth 1980a; Bauer 1985a; Holmquist *et al.* 1989), los cuales de esta manera representan un componente notable entre los invertebrados y forman una parte importante en la trama trófica de la comunidad (Heck 1976).

Diversos estudios establecen que la composición de la macrofauna que ocurre en estos ecosistemas es altamente predecible (Hooks *et al.* 1976; Gore *et al.* 1981; Martínez-Iglesias & Alcolado 1990; Mellors & Marsh 1993), ya que los grupos más abundantes suelen ser los carideos, penaeideos y pagúridos. En términos generales, las familias más comúnmente recolectadas con redes de arrastre son Penaeidae, Alpheidae, Processidae, Hippolythidae y Palaemonidae (Heck 1977; Kikuchi & Péres 1977; Mellors & Marsh 1993; Eggleston *et al.* 1998). Sin embargo, aunque en el presente estudio los camarones peneidos tales como *Metapenaeopsis goodei*, *Sicyonia laevigata* y *S. parri* presentaron una elevada proporción de aparición, no figuraron entre los miembros más abundantes. Otro grupo que

De esta manera, los niveles más altos de abundancia de decápodos se encontraron en las localidades con vegetación más densa (1 a 3), en tanto que en las estaciones 4 y 5, localizadas en el arrecife posterior, más expuestas al oleaje, tuvieron la menor abundancia de decápodos: sólo el 23% del total de individuos se recolectaron en estas dos estaciones. De manera similar, en los sitios con menor densidad de vegetación se recolectó un número inferior de especies en las dos temporadas del año consideradas.

## DISCUSIÓN

La mayor parte de las investigaciones realizadas sobre la epifauna de invertebrados asociados a pastizales marinos coinciden en señalar la dominancia numérica de los crustáceos decápodos (Hooks *et al.* 1976; Heck 1977; Young & Young 1977; Heck & Orth 1980a; Bauer 1985a; Holmquist *et al.* 1989), los cuales de esta manera representan un componente notable entre los invertebrados y forman una parte importante en la trama trófica de la comunidad (Heck 1976).

Diversos estudios establecen que la composición de la macrofauna que ocurre en estos ecosistemas es altamente predecible (Hooks *et al.* 1976; Gore *et al.* 1981; Martínez-Iglesias & Alcolado 1990; Mellors & Marsh 1993), ya que los grupos más abundantes suelen ser los carideos, penaeideos y pagúridos. En términos generales, las familias más comúnmente recolectadas con redes de arrastre son Penaeidae, Alpheidae, Processidae, Hippolythidae y Palaemonidae (Heck 1977; Kikuchi & Péres 1977; Mellors & Marsh 1993; Eggleston *et al.* 1998). Sin embargo, aunque en el presente estudio los camarones penideos tales como *Metapenaeopsis goodei*, *Sicyonia laevigata* y *S. parri* presentaron una elevada proporción de aparición, no figuraron entre los miembros más abundantes. Otro grupo que



careció de importancia numérica pero que se caracterizó por presentar una elevada riqueza de especies fue el Infraorden Brachyura, donde los májidos y xánthidos fueron los más abundantes.

Muchos decápodos son omnívoros y consumen cualquier fuente alimenticia disponible, mientras que otros son filtradores o detritívoros (Hooks *et al.* 1976). En los ambientes de vegetación sumergida existe un gran aporte de materia orgánica en proceso de descomposición, que junto con las heces fecales y restos de organismos muertos proporcionan una ventaja a todos aquellos organismos que poseen hábitos alimenticios facultativos. De esta manera, la gran cantidad de materia orgánica es aprovechada por muchos decápodos detritívoros. Por ejemplo, en los pastizales marinos de Western Port Bay (Australia), el detritus comprende del 50 al 70% de la dieta de los camarones de la familia Palaemonidae (Klumpp *et al.* 1989).

Se considera que los decápodos tienen una importante función reguladora en los ecosistemas de pastos marinos al influir en la abundancia de otros invertebrados tales como poliquetos, moluscos y otros crustáceos, en este sentido, es reconocida su importancia ecológica por su participación en la transferencia de energía en todos los niveles tróficos. Por ejemplo, se ha observado que los camarones y algunos cangrejos que ocurren en pastizales marinos llegan a ser muy abundantes cuando se excluyen de su ambiente peces depredadores. Esto, a su vez, da como resultado una reducción en las poblaciones de otros taxa (Bauer 1985b; Martínez-Iglesias & Alcolado 1990; Edgar 1996).

La fauna de decápodos recolectada en la laguna arrecifal de Puerto Morelos consistió en 120 especies. Este número es alto si se compara con resultados de otros estudios desarrollados en ambientes también dominados por *T. testudinum* y *S. filiforme*. En Indian River, Florida, Gore *et al.* (1981) registraron 38 especies de decápodos empleando

una red de 3.2 mm de luz de malla, en tanto que en Florida Bay, Holmquist *et al.* (1989) capturaron 51 especies con una trampa (throw trap) de características desconocidas. El número reducido de especies registradas por estos autores puede deberse, entre otras causas, a las diferencias latitudinales en este tipo de hábitats, ya que la riqueza y densidad de la epifauna tiende a incrementarse conforme disminuye la latitud (Virnstein *et al.* 1984). Sin embargo, es probable que las diferentes técnicas de muestreo empleadas en cada estudio pudieran influir en la composición de la fauna carcinológica recolectada.

En praderas de *T. testudinum* de la costa norte de Puerto Rico (Bauer 1985b) y en Florida Bay (Holmquist *et al.* 1989) se observó, respectivamente, que el 99.9 y el 97.0 % de los organismos recolectados estuvieron conformados por carideos, destacando *Latreutes fucorum*, *Thor manningi*, *Tozeuma carolinense*, *Periclimenes americanus*, *Alpheus normanni* y *Processa bermudensis*. Estas especies también se recolectaron en el presente estudio y estuvieron entre las más abundantes, representando el 55.5% del total de las muestras. Dichas especies parecen estar altamente adaptadas a este tipo de ambientes; ya que se alimentan de epífitas y poseen una coloración similar a la de la vegetación en la cual viven, lo que les permite pasar desapercibidos. Durante el día se encuentran inactivos entre las frondas de *Syringodium* y *Thalassia* (salvo *A. normanni* y *P. bermudensis*, que se entierran en el sedimento) y en la noche nadan entre las hojas (Hacker & Madin 1991). *Tozeuma carolinense*, aparte de poseer una coloración críptica, ha desarrollado diversas estrategias encaminadas a evitar la depredación, tales como la posición y la manera de moverse alrededor de las hojas, resultando en un aumento significativo en su sobrevivencia (Hooks *et al.* 1976; Coen *et al.* 1981; Bauer 1985b; Main 1987).

En general, los carideos presentan historias de vida similares que incluyen un rápido desarrollo, una talla pequeña y un ciclo de vida corto, menor a un año. Además, en muchas

especies la reproducción se lleva a cabo durante todo el año. Las hembras se reproducen en cuanto alcanzan la madurez y de manera continua hasta que mueren, dando lugar a nuevas progenies en intervalos de tiempo muy breves. Incluso, los ovarios de las hembras suelen estar llenos de ovocitos listos para ser expulsados aún cuando todavía tienen masas ovígeras con embriones a punto de eclosionar (Young & Young 1977; Bauer 1989).

*Thor manningi* es una de las 26 especies de carideos que presentan inversión sexual. Sus poblaciones poseen un porcentaje de machos o hembras primarios (denominados así porque conservan su sexo a través de todo su ciclo de vida) y otro porcentaje de hermafroditas protándricos. La reproducción ocurre durante todo el año; las hembras reproductoras son capaces de producir de 6 a 10 puestas durante su vida y la incubación del embrión es breve, oscilando entre los 5 y 10 días (Bauer 1987; Bauer & VanHoy 1996), lo que explica parcialmente su gran abundancia en estos ecosistemas.

Se han llevado a cabo experimentos que sugieren que la elevada densidad de camarones en los pastizales marinos es principalmente el resultado de una estrategia conductual para evitar o reducir la depredación. Además, la naturaleza tridimensional de los pastos proporciona un espacio adicional en el cual los camarones pueden distribuirse, lo que reduce el desplazamiento inter e intra específico (Coen *et al.* 1981; Heck & Wilson 1987). Por otro lado, existen evidencias de la alta movilidad de los carideos, ya que las densidades de estos invertebrados en pastos marinos y agrupaciones algales pueden alcanzar una asíntota entre 5 y 7 días después de una defaunación completa (Eggleston *et al.* 1998).

Otro grupo de carideos que fue rico en especies en el presente estudio fue la familia Alpheidae, que incluyó 4 de los 9 géneros descritos actualmente, aunque el número de especies fue relativamente bajo (16) si se toma en cuenta que Chace (1972) enumeró 36

para el Caribe mexicano. Cabe aclarar que gran parte de los miembros de esta familia pertenecen a la criptofauna, por lo que no todas las especies registradas por Chace (1972) se encuentran asociadas a macrofitas. La familia Alpheidae posee una gran importancia biológica y ecológica ya que sus miembros ocurren en diversos ecosistemas y mantienen numerosas interacciones con corales, esponjas, anémonas y moluscos. Sus representantes son altamente agresivos; en los machos, la talla corporal y las dimensiones de la quela determinan las interacciones competitivas, mientras que las hembras tienden a responder agresivamente sin importar el tamaño de su oponente (Hughes 1996). En la laguna arrecifal de Puerto Morelos, el género *Alpheus* fue el mejor representado, con 9 especies, siendo *A. normanni* la única especie abundante, con 2037 individuos en el total de las muestras. Este organismo construye madrigueras en las que se oculta, por parejas, durante el día, y en la noche emerge para buscar alimento.

Salazar (1995) determinó 1275 ejemplares de alfeidos agrupados en 30 especies a lo largo de las costas de Quintana Roo, aunque del total de sus ejemplares sólo 12 pertenecieron a *A. normanni*. Sin embargo, esta diferencia se debe al tipo y cantidad de hábitats muestreados, ya que dicho estudio no fue cuantitativo y la propia autora aclara que los valores de abundancia de las especies registradas no tienen ningún valor ecológico real, sino que dan una idea cualitativa de lo obtenido.

Otro grupo taxonómico que dominó en las recolectas fue el infraorden Anomura, que al igual que los carideos, son un componente comúnmente encontrado en praderas de *T. testudinum* del Golfo de México (Heck & Orth 1980b; Bauer 1985c). Entre los anomuros, *Pagurus brevidactylus*, *P. annulipes* y *Clibanarius tricolor* fueron muy abundantes (28.9% del total de organismos). Dado que los sistemas radiculares de los pastos marinos atrapan y estabilizan finas partículas de materia orgánica, estos organismos pueden preferir los

ambientes de pastizales debido a este recurso utilizable, ya que varias especies de pagurídeos están catalogados como detritófagos (Martínez-Iglesias & Alcolado, 1990).

Los diogénidos y paguridos son en general menos vulnerables a la depredación que los braquiuros, ya que la concha del gasterópodo que ocupan les confiere cierta protección. Por lo general, tanto hembras como machos utilizan conchas de mayor tamaño en relación a su talla corporal, lo cual reduce el riesgo de mortalidad asociada a la búsqueda y obtención selectiva de una concha de tamaño proporcional a la talla del organismo. De esta manera, el suministro y la calidad de las conchas pueden jugar un importante papel en la ecología y evolución de los cangrejos ermitaños. En este sentido, Estrada-Olivo (1999) encontró una gran abundancia de caracoles de las especies *Cerithium litteratum*, *Cerithium* sp., *Modulus modulus*, *Tricolia* sp. y *Tegula fasciata* en los pastizales marinos de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, por lo que aparentemente hay una gran disponibilidad de conchas para estos pequeños anomuros.

*Pagurus annulipes* se reproduce tan pronto alcanza la madurez sexual y tiene un elevado esfuerzo reproductivo. Estos organismos desempeñan un importante papel en la transferencia de energía debido a su elevada abundancia (biomasa) y actividad tanto diurna como nocturna (Carlson & Ebersole 1995; Martínez-Iglesias & García-Raso 1999).

En resumen, todas las especies que se caracterizaron por poseer una elevada abundancia, desempeñan una función ecológica fundamental en el ciclo de la materia en el ambiente de pastizales marinos de esta laguna arrecifal.

Markham *et al.* (1990) publicaron una lista exhaustiva de los crustáceos de zonas someras de la costa de Quintana Roo, de entre los cuales 233 especies correspondieron a decápodos. Sin embargo, a pesar de que el material biológico analizado por dichos autores se obtuvo a través de diversas técnicas de muestreo, tales como dragas, nucleadores y redes

de arrastre, así como recolectas manuales, las siguientes especies registradas en el presente estudio no están incluidas en el listado de Markham *et al.* (1990): *Sicyonia parri*, *S. stimpsoni*, *Periclimenes iridicens*, *Alpheopsis trispinosus*, *Hippolyte curacaoensis*, *Latreutes inermis*, *Lysmata anchisteus*, *Processa bermudensis*, *Nikoides schmitti*, *Upogebia affinis*, *Paguristes tortugae*, *Calappa sulcata*, *Epialtus longirostris*, *Thersandrus compressus*, *Macrocoeloma laevigatum* y *Panopeus herbstii*.

De las especies mencionadas en el párrafo anterior, se consideran como nuevos registros para México (y de igual manera, se amplía el intervalo de distribución geográfica hacia el Caribe mexicano) las siguientes: *Periclimenes iridicens*, *Discias atlanticus*, *Hippolyte curacaoensis*, *Latreutes inermis*, *Lysmata anchisteus*, *Processa bermudensis*, *Nikoides schmitti*, *Upogebia affinis*, *Paguristes tortugae*, *Calappa sulcata*, *Epialtus longirostris* y *Thersandrus compressus*.

Los resultados de las recolectas obtenidas en ambas temporadas climáticas mostraron una clara diferencia en los valores de abundancia, que en el verano fueron casi 1.6 veces más altos que el invierno. El elevado número de individuos capturados en el verano podría estar relacionado con procesos tales como el reclutamiento, la reproducción, cambios en la vegetación, disponibilidad de alimento, depredación, etc.

La variabilidad estacional en la abundancia y composición de especies de decápodos ya ha sido observada en otros estudios en praderas de *T. testudinum* (Heck 1979; Gore *et al.* 1981), donde el número de individuos, en particular de carideos, disminuye en el invierno cuando las macrofitas experimentan una exfoliación que reduce en gran medida el espacio habitable en los ambientes de pastizales marinos (Hooks *et al.* 1976; Heck 1977). En términos generales, en el presente estudio también se observó un decremento en la abundancia de decápodos en invierno, lo cual puede estar relacionado con las fluctuaciones

estacionales observadas en la biomasa y productividad de *T. testudinum* en la laguna arrecifal, que son mayores en el verano y menores en el invierno (Ruíz-Rentería *et al.* 1998).

La estructura de la comunidad de hábitats marinos de fondos suaves está influenciada por perturbaciones tales como frentes fríos, tormentas y huracanes que pueden provocar una reducción en la abundancia de la fauna a través de la afectación a la estabilidad del sustrato o por la disminución de la salinidad por el aporte de agua dulce proveniente de las precipitaciones pluviales (Ong & Krishnan 1995), aunque la turbulencia del agua puede propiciar la dispersión de larvas y adultos de la epifauna. Por su escasa profundidad, el área del presente estudio está sujeta a la acción de los vientos y es susceptible al paso de frentes fríos (“nortes”), depresiones, tormentas tropicales y huracanes, que pueden impactar a las comunidades de pastos marinos, donde el grado de perturbación está en función de la fuerza y duración de estos eventos meteorológicos. Moncreiff *et al.* (1999) evaluaron los efectos del huracán Georges sobre la comunidad de *T. testudinum* en Chandeleur Islands (Louisiana) y observaron cambios en el sustrato, pérdida en la cobertura de *T. testudinum* y de algas flotantes, así como la propagación de *S. filiforme* a sitios donde anteriormente no se encontraba. En el caso de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, van Tussenbroek (1994b) realizó un estudio retrospectivo sobre los efectos del huracán Gilberto en las praderas de *T. testudinum* y observó que en ninguna de sus estaciones de muestreo fue eliminada completamente esta macrofita, y que las áreas afectadas fueron recolonizadas por la propagación vegetativa de los rizomas sobrevivientes.

Estos disturbios pueden también afectar de manera diferencial a las poblaciones de macroalgas que se encuentran en la laguna arrecifal, produciendo cambios en la biomasa

algal, aunque *L. variegata* tiene la capacidad de recuperarse rápidamente después de una tormenta (Ruyter *et al.* 1988).

La mayor abundancia de decápodos durante la noche en todas las estaciones muestreadas, refleja el hecho de que estos organismos son menos activos en el día, cuando permanecen ocultos en la interfase agua-sedimento, entre las frondas, o en otras áreas protegidas para evitar la depredación; por ello, son más susceptibles de ser capturados en los períodos de oscuridad (Heck 1977; Heck & Orth 1980b; Greening & Livingston 1982; Bauer 1985c; Heck *et al.* 1989; McNeill & Bell 1992). Greening & Livingston (1982) subrayan la importancia de realizar muestreos del epibentos tanto de día como de noche, ya que la mayor parte de los estudios están basados únicamente en recolectas diurnas y pueden producir resultados incompletos o sesgados. Los resultados del presente estudio apoyan esta recomendación.

Los conjuntos de decápodos que ocurrieron en la zona de estudio, tanto en el verano como en el invierno, estuvieron representados en su mayor parte por especies raras (cerca del 50%), seguidas por las dominantes, cuya composición faunística se mantuvo casi constante entre ambas temporadas. De las especies raras, el 30% estuvo conformado por un solo individuo y el 6.6% por dos. Es común encontrar un gran número de especies raras en ambientes de pastos marinos (Weinstein & Heck 1977; Heck 1979). La mayoría de las especies raras no están asociadas, de manera directa, a los pastizales, pero sí a hábitats circundantes. Por ejemplo, algunas especies de invertebrados que ocurren en arrecifes coralinos pueden dividir su tiempo entre los hábitats arrecifales y los de pastizales. Por su parte, Gore *et al.* (1981) establecen que la dispersión de especies raras se ve facilitada cuando aumenta la biomasa de las algas flotantes. Por tanto, la captura de especies raras permite suponer que la probabilidad de recolectar otras es mayor debido a las variaciones



interanuales o espaciales en las poblaciones de macrofitas, por lo que es posible que aumenten los registros de especies de decápodos como consecuencia de la heterogeneidad espacial de la laguna arrecifal.

La diferencia en la abundancia y composición de especies en cada sitio de muestreo puede deberse a la proximidad de otros ambientes, como los arrecifes de coral, que proporcionan hábitats mucho más heterogéneos y soportan una biota más diversa. Por ejemplo, en el verano, los valores de diversidad y equitatividad más altos se registraron en los muestreos nocturnos de la estación 5, cercana al arrecife posterior. No obstante, este tipo de ambientes están sujetos a un estrés físico producido por el oleaje, que es otro factor que puede limitar el reclutamiento de la fauna de invertebrados asociados a la vegetación.

En la laguna arrecifal, las mayores abundancias de decápodos se registraron en en la zona de la laguna media (estaciones 1, 2 y 3), cuyos fondos están cubiertos de más vegetación, en comparación con la zona del arrecife posterior (estaciones 4 y 5). Esto concuerda con los resultados de investigaciones similares: la vegetación ejerce una fuerte influencia en la abundancia, dominancia, diversidad y organización trófica de la fauna de invertebrados, además, las asociaciones fauna-hábitat difieren significativamente entre macrofitas con arquitectura compleja (Virnstein 1977; Heck & Orth 1980a, 1980b; Stoner 1980; Gore *et al.* 1981; Virnstein *et al.* 1983; Orth *et al.* 1984; Ansari *et al.* 1991; Edgar & Robertson 1992; Connolly 1995; Orth *et al.* 1996; Liu & Loneragan 1997; Sánchez 1997; Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez, en prensa).

La heterogeneidad y complejidad del hábitat, así como las variaciones en el tiempo y en el espacio, tienen un profundo efecto sobre la diversidad y abundancia de la infauna y epifauna, así como en la estructura y organización de las comunidades (Gee & Warwick 1994). Dicha heterogeneidad se ve incrementada por la presencia de algas y a su vez

aumenta el número de microhábitats y su valor para los organismos que utilizan los pastizales marinos como áreas de refugio y alimentación. Localidades con poca complejidad física tienen menor valor como hábitats para los consumidores, siendo las comunidades ahí presentes más simples, mientras que las localidades con pastizales marinos poseen una calidad de hábitat mayor que favorece el establecimiento de comunidades diversas (Heck *et al.* 1995; Raz-Guzmán & Sánchez 1996). Además, las relaciones entre pastos marinos, epífitas y epifauna son complejas y difieren entre las especies de macrofitas y de invertebrados que están siendo considerados (Jernakoff & Nielsen 1998).

Las algas epífitas son componentes importantes en las comunidades de pastizales marinos e influyen de manera positiva en la abundancia y densidad de la epifauna móvil, al aumentar la complejidad del hábitat, ya que aportan mayor espacio, alimento (directa o indirectamente) y protección. Asimismo, las agrupaciones de algas flotantes, cuyo movimiento está controlado por la acción de las olas, comunmente contienen una elevada densidad de invertebrados (Heck & Orth 1980a; Hooks *et al.* 1976; Lewis 1987; Hall & Bell 1988). En general, se han encontrado mayores abundancias de crustáceos en algas flotantes que en pastizales marinos (Gore *et al.* 1981). El hecho de que tanto las algas flotantes como los pastos marinos representan hábitats para muchas especies de la epifauna, en parte puede reflejar su alta dispersión.

A menudo, cantidades elevadas de carideos y xántidos son recolectadas en grandes masas de algas flotantes en comparación con los pastos marinos, presumiblemente porque éstas aumentan el espacio habitable y otorgan refugios efectivos por su complejidad estructural. Además, se ha observado una relación directa entre la abundancia de estos

organismos con la biomasa de ficofitas (Heck 1979; Lewis 1987; Virnstein & Howard 1987; Hall & Bell 1988; Knowles & Bell 1998).

En el presente estudio es cuestionable el tratar de establecer una relación entre la biomasa de *L. variegata* y la abundancia de decápodos puesto que la obtención de las muestras del alga se hicieron un año después de la recolecta de los invertebrados. Los manchones son dispersados por la acción de las corrientes y puede haber variación diurna y estacional en el transporte de las algas flotantes que se encuentran en los pastizales marinos (Madley *et al.* 1996). Lo anterior puede explicar que en la estación 3, donde se registró la mayor abundancia de decápodos, se tuvieron los valores de biomasa de *L. variegata* más bajos. Lo ideal hubiera sido obtener las muestras de esta alga en el mismo periodo de recolecta de los decápodos y probablemente la relación densidad de decápodos-biomasa de *L. variegata* hubiera resultado significativa. En este sentido, Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez (en prensa) sí encontraron una relación directa entre la abundancia de juveniles pequeños de la langosta *Panulirus argus* y la biomasa de *L. variegata* en la laguna arrecifal. Esto indica que diferentes especies de decápodos pueden relacionarse de manera diferente con la biomasa algal, lo que debería ser investigado más adelante.

Aunque los parámetros bióticos de los pastizales marinos (biomasa, longitud foliar, composición de especies) pueden ser importantes en la estructura de la comunidad, también los parámetros físicos como temperatura, luz y tipo de sedimento tienen una gran influencia en la historia de vida, dinámica poblacional y productividad, particularmente de los organismos que tienen un ciclo de vida meroplanctónico (Melors & Marsh 1993). Sin embargo, no es posible afirmar que la elevada abundancia de invertebrados está basada solamente en la presencia de praderas de pastos marinos, ya que las asociaciones entre ambos componentes no necesariamente implican causalidad, debido a que los patrones de

abundancia de la fauna probablemente son mantenidos por otros factores más complejos que se extienden más allá de las características morfológicas de la fauna y la arquitectura de las macrofitas (Martínez-Iglesias & Alcolado 1990; Valentine & Heck 1993; Connolly 1995).

La depredación y la búsqueda de refugio constituyen los mayores determinantes de la asociación planta-animal, aunque la comunidad de decápodos en este tipo de ecosistemas también está controlada por las interacciones competitivas, sin descartar la selección de microhábitats con base en la disponibilidad de alimento y/o espacio, que influyen en los patrones de distribución y abundancia de los organismos. Colectivamente, estos factores parecen ser de los mecanismos más importantes en la organización de las comunidades faunísticas de los pastizales marinos, en conjunto con las características morfológicas de la vegetación que pueden alterar las interacciones competitivas intraespecíficas o depredador-presa, al mitigar los efectos de la depredación (Heck & Orth 1980a; Gore *et al.* 1981; Orth *et al.* 1984; Leber 1985).

La presencia de peces arrecifales, además de los residentes de los pastizales, hacen más intensa la depredación, debido a que algunos miembros de la ictiofauna se alimentan de algas rojas y cafés, por lo que de manera indirecta limitan el tamaño de las poblaciones de invertebrados al eliminar los refugios potenciales, favoreciendo su depredación. Las interacciones competitivas inter e intraespecíficas entre los camarones de pastizales pueden alterarse en presencia de depredadores y de esta manera facilitar la coexistencia (Heck 1979; Coen *et al.* 1981; Heck & Wilson 1987; Tayasu *et al.* 1996).

Actualmente, un tema fundamental en el estudio de ecología de comunidades es el conocimiento de los factores que regulan la composición y la dominancia de especies en relación con la heterogeneidad ambiental. La comunidad de decápodos recolectada en la

laguna arrecifal de Puerto Morelos refleja la complejidad estructural del hábitat, manifestada por su elevada abundancia y riqueza de especies. Sin embargo, no se descarta que las interacciones biológicas y los parámetros físico-químicos también determinen la estructura de la comunidad. Por lo anterior, sería recomendable plantear muestreos a futuro para estudiar con mayor profundidad la relación fauna-macrofitas y de ser posible considerar parámetros abióticos.

### CONCLUSIONES

- En la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, se obtuvo un total de 53,235 individuos que se agruparon en 120 especies, 53 géneros y 22 familias.
- Los decápodos más abundantes correspondieron a los carideos y anomuros, los cuales conformaron el 92.2% del total de las muestras. Junto con los braquiuros constituyeron los taxa más diversificados al incluir 113 especies (el 95.4 % del total).
- Las familias con mayor representatividad por su número de especies fueron, en orden de importancia, Diogenidae, Hippolytidae, Alpheidae, Majidae y Xanthidae, que constituyeron el 66.6% de la riqueza total.
- La comunidad de decápodos en la zona de estudio estuvo representada por el tipo de distribución de abundancia de especies log-normal, donde unas cuantas especies fueron muy abundantes y muchas especies fueron raras.
- La abundancia de decápodos fue menor en invierno que en verano.

laguna arrecifal de Puerto Morelos refleja la complejidad estructural del hábitat, manifestada por su elevada abundancia y riqueza de especies. Sin embargo, no se descarta que las interacciones biológicas y los parámetros físico-químicos también determinen la estructura de la comunidad. Por lo anterior, sería recomendable plantear muestreos a futuro para estudiar con mayor profundidad la relación fauna-macrofitas y de ser posible considerar parámetros abióticos.

### CONCLUSIONES

- En la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, se obtuvo un total de 53,235 individuos que se agruparon en 120 especies, 53 géneros y 22 familias.
- Los decápodos más abundantes correspondieron a los carideos y anomuros, los cuales conformaron el 92.2% del total de las muestras. Junto con los braquiuros constituyeron los taxa más diversificados al incluir 113 especies (el 95.4 % del total).
- Las familias con mayor representatividad por su número de especies fueron, en orden de importancia, Diogenidae, Hippolytidae, Alpheidae, Majidae y Xanthidae, que constituyeron el 66.6% de la riqueza total.
- La comunidad de decápodos en la zona de estudio estuvo representada por el tipo de distribución de abundancia de especies log-normal, donde unas cuantas especies fueron muy abundantes y muchas especies fueron raras.
- La abundancia de decápodos fue menor en invierno que en verano.

- En los muestreos nocturnos, el número de especies y de individuos fue mayor que en los diurnos, ya que gran parte de la fauna de decápodos son más activos en los periodos de oscuridad.
- En casi todas las estaciones de muestreo existieron diferencias significativas en los índices de diversidad entre los muestreos diurnos y nocturnos.
- El análisis de clasificación (cluster) formó dos grupos, uno representado por todos los muestreos diurnos y otro por los nocturnos, independientemente de la época del año. Solamente el dendrograma generado para el invierno separó las estaciones de muestreo localizadas en la laguna media de las del arrecife posterior.
- Las estaciones 1, 2 y 3 presentaron una mayor densidad de los pastos *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*. *Lobophora variegata* solamente se encontró en las estaciones 1, 2 y 3, con mayores valores de biomasa en las dos primeras.
- Hubo una relación significativa entre la densidad del pasto marino *Syringodium filiforme* y la densidad de decápodos.

## LITERATURA CITADA

- Ansari, Z.A., C.U. Rivonker, P. Ramani & A.H. Parulekar. 1991. Seagrass habitat complexity and macroinvertebrate abundance in Lakshadweep coral reef Lagoons, Arabian Sea. *Coral Reefs*. 10: 127-131.
- Auster, P. 1997. A conceptual model of fishing gear impact on a wide range of seafloor habitats. *Conf. on the effects of fishing gear impact on wide range of seafloor of New England*, Ashland, MA (USA), 30 May 1997. pp 22
- Baron J., J. Clavier & B.A. Thomassin. 1993. Structure and temporal fluctuations of two intertidal seagrass-bed communities in New Caledonia (SW Pacific Ocean). *Mar. Biol.* 117: 139-144.
- Bauer, R.T. 1985a. Penaeoid shrimp fauna from tropical seagrass meadows: species composition, diurnal and seasonal variation in abundance. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 98:177-190.

- En los muestreos nocturnos, el número de especies y de individuos fue mayor que en los diurnos, ya que gran parte de la fauna de decápodos son más activos en los periodos de oscuridad.
- En casi todas las estaciones de muestreo existieron diferencias significativas en los índices de diversidad entre los muestreos diurnos y nocturnos.
- El análisis de clasificación (cluster) formó dos grupos, uno representado por todos los muestreos diurnos y otro por los nocturnos, independientemente de la época del año. Solamente el dendrograma generado para el invierno separó las estaciones de muestreo localizadas en la laguna media de las del arrecife posterior.
- Las estaciones 1, 2 y 3 presentaron una mayor densidad de los pastos *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*. *Lobophora variegata* solamente se encontró en las estaciones 1, 2 y 3, con mayores valores de biomasa en las dos primeras.
- Hubo una relación significativa entre la densidad del pasto marino *Syringodium filiforme* y la densidad de decápodos.

## LITERATURA CITADA

- Ansari, Z.A., C.U. Rivonker, P. Ramani & A.H. Parulekar. 1991. Seagrass habitat complexity and macroinvertebrate abundance in Lakshadweep coral reef Lagoons, Arabian Sea. *Coral Reefs*. 10: 127-131.
- Auster, P. 1997. A conceptual model of fishing gear impact on a wide range of seafloor habitats. *Conf. on the effects of fishing gear impact on wide range of seafloor of New England*, Ashland, MA (USA), 30 May 1997. pp 22
- Baron J., J. Clavier & B.A. Thomassin. 1993. Structure and temporal fluctuations of two intertidal seagrass-bed communities in New Caledonia (SW Pacific Ocean). *Mar. Biol.* 117: 139-144.
- Bauer, R.T. 1985a. Penaeoid shrimp fauna from tropical seagrass meadows: species composition, diurnal and seasonal variation in abundance. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 98:177-190.



- Bauer, R.T. 1985b. Diel and seasonal variation in species composition and abundance of caridean shrimps (Crustacea, Decapoda) from seagrass meadows on the north coast of Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* **36**: 150-162.
- Bauer, R.T. 1985c. Hermit crab fauna from sea grass meadows in Puerto Rico: species composition, diel and seasonal variation in abundance. *J. Crust. Biol.* **5**:249-257.
- Bauer, R.T. 1987. Testing generalizations on latitudinal variation in the relationship between spawning pattern and recruitment in crustaceans. ICES Council Meeting 1987, ICES, Copenhagen (Denmark).
- Bauer, R.T. 1989. Continuous reproduction and episodic recruitment in nine shrimp species inhabiting a tropical seagrass meadow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **127**: 175-187.
- Bauer, R.T. & R. VanHoy. 1996. Variation in sexual systems (protandry, gonochorism) and reproductive biology among three species of the shrimp genus *Thor* (Decapoda: Caridea). *Bull. Mar. Sci.* **59**:53-73.
- Bell, J.D. & M. Westoby. 1986. Variation in seagrass height and density over a wide spatial scale: effects on common fish and decapods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **104**: 275-295.
- Bell, J.D. & D.A. Pollard. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrass, p. 565-609. In A.W.D. Larkum, A.J. McComb and S.A. Shepherd (eds.) *Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam.
- Bowman, T.E. & L.G. Abele. 1982. Classification of the recent Crustacea, p. 1-25 In: L.G. Abele (ed.) *The Biology of Crustacea, Vol. I: Systematics, the Fossil Record, and Biogeography*. Academic Press, Nueva York.
- Briones-Fourzán, P. & E. Lozano-Álvarez. The importance of *Lobophora variegata* (Phaeophyta: Dictyotales) as a habitat for small juveniles of *Pamulirus argus* (Decapoda: Palinuridae), in a tropical reef lagoon. *Bulletin of Marine Science* (en prensa).
- Brooks, R. A., S. S. Bell, S. A. Woodin, D. M. Allen, S. E. Stancyk, J. Williams, R. J. Feller, D. S. Wethey, N. D. Pentcheff, G. T. Chandler, A. W. Decho, B. C. Coull (eds.) 1996. *Does drift macroalgae facilitate seagrass bed hopping of amphipods?* Twenty-fourth Annual Benthic Ecology Meeting, Columbia SC (USA), 7-10 Mar 1996, p. 22.
- Carlson, D.B., J.P. Ebersole. 1995. Life-history among three temperate hermit crabs: the importance of size in reproductive strategies. *Biol. Bull. Mar. Biol.* **188**: 329-337.
- Chace, F. 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean expeditions with a summary of the West-Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology No. 98*. Smithsonian Institution Press. 179 p.
- Coen, L.D., K. L. Heck Jr. & L.G. Abele. 1981. Experiments on competition and predation among shrimps of seagrass meadows. *Ecology* **62**: 1481-1493

- Connolly, R.M., 1995. Effects of removal of seagrass canopy on assemblages of small, motile invertebrates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **118**:129-137
- Dugan, P.J. & R.J. Livingston. 1982. Long-term variation of macroinvertebrate assemblages in Apalachee Bay, Florida. *Est. Coast. Shelf Sci.* **14** :391-403.
- Edgar, G.J. 1983. The ecology of south-east Tasmanian phytal animal communities. I. Spatial organization on a local scale. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **70**:129-157.
- Edgar, G.J. & A.I. Robertson, 1992. The influence of seagrass structure on the distribution and abundance of mobile epifauna: pattern and process in a Western Australian *Amphibolis* bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **160**:13-31.
- Edgar G.J., C. Shaw, G.F. Watson & L.M. Hammond. 1994. Comparisons of species richness, size-structure, and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **176**: 221-226.
- Edgar, G.J. 1996. The distribution and diets of crabs associated with seagrass and unvegetated habitats in Western Port, Southern Australia. Pp. 225-232. *In* J. Kuo, R.C. Phillips, D.I. Walker and H. Kirkman (eds.) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottneest Island, Western Australia, 25-29 January 1996.
- Eggleston, D.B, L.L. Etherington & W.E. Ellis. 1998. Organism response to habitat patchiness: species and habitat-dependent recruitment of decapod crustaceans. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **223**:111-132.
- Estrada-Olivo, J.J. (1999). Riqueza específica y abundancia de la macrofauna béntica asociada a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. Tesis profesional, Fac. Ciencias, UNAM. 67 pp.
- Felder, D.L. 1973. *An Annotated Key to Crabs and Lobsters (Decapoda, Reptantia) from Coastal Waters of the Northwestern Gulf of Mexico*. Louisiana St. Univ. Publ. No. LSU-SG-73-02, Baton Rouge. 103 p.
- Gallegos, M. E., M. Merino, N. Marbá & C. M. Duarte. 1992. Flowering of *Thalassia testudinum* Banks ex König in the Mexican Caribbean: age-dependence and interannual variability. *Aquatic Bot.* **43**: 249-255.
- Gallegos, M. E., M. Merino, N. Marbá & C. M. Duarte. 1993. Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean: elucidating rhizome growth. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **95**: 185-192.
- Gallegos, M. E., M. Merino, A. Rodríguez, N. Marbá & C. M. Duarte. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrass *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Mar Ecol. Progr. Ser.* **109**: 99-104.
- Gauch, H.G. Jr. 1982. *Multivariate Analisis in Community Ecology*. Cambridge University Press. 298 p.
- Gee, J.M. & R.M. Warwick. 1994. Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimension of macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **178**: 247-259.

- Gore, R.H., E.E. Gallaher, L.E. Scotto & K.A. Wilson. 1981. Studies on decapods of the Indian River region off Florida. XI. Community composition, structure, biomass and species-area relationship of seagrass and drift algae-associated macrocrustaceans. *Est. Coast. Shelf Sci.* **12** : 458-503.
- Greening H. S. & R. J. Livingston. 1982. Diel variation in the structure of seagrass associated epibenthic macroinvertebrate communities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **7**:147-156.
- Greenway, M. 1995. Trophic relationships of macrofauna within a Jamaican seagrass meadow and the role of the echinoid *Lytechinus variegatus* (Lamarck). *Bull. Mar. Sci.* **53**: 719-736.
- Hacker, S.D.& L.P. Madin. 1991. Why habitat architecture and color are important to shrimps living in pelagic *Sargassum*: Use of camouflage and plant-part mimicry. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **70**: 143-155.
- Hall, M.O. & S.S. Bell. 1988. Response of small motile epifauna to complexity of epiphytic algae on seagrass blades. *J. Mar. Res.* **46**: 623-630.
- Heck, K.L. Jr. 1976. Community structure and the effects of pollution in seagrass meadows and adjacent habitats. *Mar. Biol.* **35**: 345-357.
- Heck, K.L. Jr. 1977. Comparative species richness, composition and abundance of invertebrates in Caribbean seagrass (*Thalassia*) meadows. *Mar. Biol.* **41**: 335-348.
- Heck, K.L. Jr. 1979. Some determinants of the composition and abundance of motile macroinvertebrate species in tropical and temperate turtlegrass (*Thalassia testudinum*) meadows. *J. Biogeogr.* **6**:183-197.
- Heck, K.L. Jr. & R. J. Orth. 1980a. Seagrass habitats: roles of habitat complexity, competition, and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. Pp. 449-464 In: V. S. Kennedy (ed.) *Estuarine Perspectives*. Academic Press, Nueva York.
- Heck, K.L. Jr. & R.J. Orth. 1980b. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay -Decapod crustacea. *Estuaries* **3**: 289-295.
- Heck, K.L. & K.A. Wilson. 1987. Predation rates on decapod crustaceans in latitudinally separated seagrass communities: a study of spatial and temporal variation using tethering techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **107**: 87-100.
- Heck K.L. Jr., K.W. Able, M.P. Fahay & C.T. Roman. 1989. Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod eelgrass meadows: species composition with unvegetated substrates. *Estuaries* **12**: 59-95.
- Heck K. L. Jr., K.W. Able, C.T. Roman & M.P. Fahay. 1995. Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary : Comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries* **18** :379-389.

- Hernández-Aguilera, J.L., R.E. Toral-Almazán & J.A. Ruiz Niño. 1996. *Especies Catalogadas de Crustáceos Estomatópodos y Decápodos para el Golfo de México, Río Bravo, Tamps. a Progreso, Yuc.* Sec. Marina y CONABIO, México. 132 pp.
- Holmquist, J.G., G.V.N. Powell & S.M. Sogard. 1989. Decapod and stomatopod communities of seagrass-covered mud banks in Florida Bay: inter- and intra-bank heterogeneity with special reference to isolated subenvironments. *Bull. Mar. Sci.* **44**: 251-262.
- Holthuis, L.B. 1955. The recent genera of the Caridean and Stenopodidean shrimps (Class Crustacea, Order Decapoda, Supersection Natantia) with keys for their determination. *Zool. Verhan. Leiden* **26**:1-157.
- Holthuis, L.B. 1959. The Crustacea Decapoda of Suriname (Dutch Guiana). *Zool. Verhan. Leiden* **44**:1-296.
- Holthuis, L.B. 1974. The lobsters of the superfamily Nephropidea of the Atlantic Ocean (Crustacea: Decapoda). *Bull. Mar. Sci.* **24**:723-884.
- Holthuis, L.B. 1991. *FAO Species Catalogue. Vol. 13. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date.* FAO Fisheries Synopsis No. 123, Vol. 13. Roma. 292 pp.
- Hooks, T.A., K.L. Heck Jr. & R.J. Livingston. 1976. An inshore marine invertebrate community: structure and habitat associations in the north-eastern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **26**:99-109.
- Hughes, M. 1996. Size assessment via a visual signal in snapping shrimp. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **38**: 51-57.
- Humann, P. 1992. *Reef Creature Identification: Florida, Caribbean, Bahamas.* New World Publications, Jacksonville. 320 pp.
- Ingle, R. 1993. *Hermit Crabs of the Northeastern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea.* Chapman & Hall, Londres. 495 pp.
- Jernakoff P. & J. Nielsen. 1998. Plant-animal associations in two species of seagrasses in Western Australia. *Aquatic Bot.* **60**:359-376. Kaplan, E.H. 1988. *A Field Guide to Southeastern and Caribbean Seashores.* Houghtin Mifflin Co., Boston. 425 pp.
- Karakassis, I. 1995. A new method for calculating macrobenthic species richness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **120**:299-303.
- Kikuchi, T. & J.M. Pérès. 1977. Consumer ecology of seagrass beds. Pp 147-193 In: C.P. McRoy & G.Helfferich (eds.) *Seagrass Ecosystems.* Marcel Dekker, Nueva York.
- Kikuchi, T. 1974. Japanese contributions on consumer ecology in eelgrass (*Zostera marina* L.) beds with special reference to trophic relationships and resources in inshore fisheries. *Aquaculture* **4**: 145-160.
- Knowles, L.L. & S.S. Bell. 1998. The influence of habitat structure in faunal-habitats associations in a Tampa Bay seagrass system, Florida. *Bull. Mar. Sci.* **62**: 781-794.

- McNeill, S.E. & J.D. Bell. 1992. Comparison of Beam Trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. *Estuaries*. 15 : 360-367.
- Merino, M. & L. Otero. 1991. *Atlas Ambiental Costero de Puerto Morelos, Quintana Roo*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal. 80 p.
- Moncreiff, C.A., T.A. Randall, J.D. Caldwell, R.K. McCall, B.R. Blackburn, K.E. VanderKoooy & G.A. Criss. 1999. Short-term effects of Hurricane Georges on seagrass populations in the north Chandeleur Island: Patterns as a function of sampling scale. *Gulf Res. Rep.* 11: 74-75.
- Ong, B. & S. Krishnan. 1995. Changes in the macrobenthos community of a sand flat after erosion. *Est. Coast. Shelf Sci.* 40:21-33.
- Orth R. J. 1977a. The importance of sediment stability in seagrass communities. Pp. 281-300. In: B.C. Coull (ed.). *Ecology of Marine Benthos*. Univ. of South Carolina Press, Columbia.
- Orth, R. J. 1977b. Effect of nutrient enrichment on growth of eelgrass *Zostera marina* in the Chesapeake Bay, Virginia, U.S.A. *Mar. Biol.* 44 :187-194.
- Orth R. J., K. L. Heck, Jr. & J. Van Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7: 339-350.
- Orth, R.J. , J. van Montfrans, R.N. Lipcius & K.S. Metcalf. 1996. Utilization of seagrass habitat by the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, in Chesapeake Bay: A review. Pp. 213-224. In J. Kuo, R.C. Phillips, D.I. Walker and H. Kirkman (eds.) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottnest Island, Western Australia. 25-29 January 1996.
- Pérez-Farfante, I. 1969. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fish. Bull. U.S.* 67:461-591.
- Pérez-Farfante, I. 1970. Western Atlantic shrimps of the genus *Metapenaeopsis* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), with descriptions of three new species. *Smithsonian Contrib. Zool.* 79:1-37.
- Prospero, J. M. 1992. Global climate change and the importance of tidal ecosystems in the Caribbean and Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 54: 95-107
- Provenzano, A. J. Jr. 1959. The shallow water hermit crabs of Florida. *Bull. Mar. Sci.* 9:349-420.
- Rathbun, M. J. 1925. The spider crabs of America. *Bull. U.S. Nat. Mus.* 129:1-613.
- Rathbun, M. J. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyliidae and Xanthidae. *Bull. U.S. Nat. Mus.* 152:1-609.
- Raz-Guzmán, A. & A.J. Sanchez. 1996. Trophic structure related to seagrass habitat complexity. Pp 241-248. In J. Kuo, R.C. Phillips, D.I. Walker and H. Kirkman (eds.) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottnest Island, Western Australia, 25-29 January 1996.

- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publ. 654 p.
- Leber, K. M. 1985. The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecol.* **66**: 1951-1964.
- León-Tejera, H. 1980. Abundancia y distribución de algunas macroalgas arrecifales del Caribe Mexicano. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. 50p
- Lewis F.G., III. & A.W. Stoner. 1983. Distribution of macrofauna within seagrass beds: An explanation for patterns of abundance. *Bull. Mar. Sci.* **33**:296-304.
- Lewis F.G., III. 1987. The crustacean epifauna of seagrass and macroalgae in Apalachee Bay, Florida, USA. *Mar. Biol.* **94** :219-229.
- Liu, H. & N.R. Loneragan. 1997. Size and time of day affect the response of postlarvae and early juvenile grooved tiger prawns *Penaeus semisulcatus* De Haan (Decapoda: Penaeidae) to natural and artificial seagrass in laboratory. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **211**: 263-277.
- Madley, K.A., S.S. Bell, S.A. Woodin, D. M. Allen, S. E. Stancyk, J. Williams, R. J. Feller, D. S. Wethey, N. D. Pentcheff, G. T. Chandler, A. W. Decho, B. C. Coull (eds.) 1996. *Characteristics wich affect the movement of drifting macroalgae in a patchy seagrass shoal*. Twenty-fourth Annual Benthic Ecology Meeting, Columbia SC (USA), 7-10 Mar 1996, p. 99.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton. 179 p.
- Main, K.L. 1987. Predator avoidance in seagrass meadows: prey behavior, microhabitat selection and cryptic coloration. *Ecology* **68**:170-180.
- Markham, J.C., F.E. Donath-Hernández, J.L. Villalobos-Hiriart & A. Cantú Díaz-Barriga. 1990. Notes on the shallow-water marine Crustacea of the Caribbean coast of Quintana Roo, México. *An. Inst. Biol. Univ. Nat. Autón. México, Ser. Zool.* **61**:405-446.
- Mellors, J.E. & H. Marsh, 1993. Relationship between seagrass standing crop and the spatial distribution and abundance of the natantian fauna at Green Island, Northern Queensland. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* **44**: 183-191.
- Martínez-Guzmán, L.A. & J.L. Hernández-Aguilera. 1993. Crustáceos estomatópodos y decápodos del Arrecife Alacrán, Yucatán. Pp. 609-629 *In*: S. I. Salazar-Vallejo & N. E. González (eds.) *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO y CIQRO, México.
- Martínez-Iglesias & P. Alcolado. 1990. Características de la fauna de crustáceos decápodos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. Pp. 25-31. *En* P. Alcolado (ed.) *El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó*. Editorial Academia, La Habana.
- Martínez-Iglesias & J.E. García-Raso. 1999. The crustacean decapod communities of three coral reefs from the southwestern Caribbean Sea of Cuba: species composition, abundance and structure of the communities. *Bull. Mar. Sci.* **65**: 539-557.

- McNeill, S.E. & J.D. Bell. 1992. Comparison of Beam Trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. *Estuaries*. **15** : 360-367.
- Merino, M. & L. Otero. 1991. *Atlas Ambiental Costero de Puerto Morelos, Quintana Roo*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal. 80 p.
- Moncreiff, C.A., T.A. Randall, J.D. Caldwell, R.K. McCall, B.R. Blackburn, K.E. VanderKoooy & G.A. Criss. 1999. Short-term effects of Hurricane Georges on seagrass populations in the north Chandeleur Island: Patterns as a function of sampling scale. *Gulf Res. Rep.* **11**: 74-75.
- Ong, B. & S. Krishnan. 1995. Changes in the macrobenthos community of a sand flat after erosion. *Est. Coast. Shelf Sci.* **40**:21-33.
- Orth R. J. 1977a. The importance of sediment stability in seagrass communities. Pp. 281-300. *In*: B.C. Coull (ed.). *Ecology of Marine Benthos*. Univ. of South Carolina Press, Columbia.
- Orth, R. J. 1977b. Effect of nutrient enrichment on growth of eelgrass *Zostera marina* in the Chesapeake Bay, Virginia, U.S.A. *Mar. Biol.* **44** :187-194.
- Orth R. J., K. L. Heck, Jr. & J. Van Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* **7**: 339-350.
- Orth, R.J. , J. van Montfrans, R.N. Lipcius & K.S. Metcalf. 1996. Utilization of seagrass habitat by the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, in Chesapeake Bay: A review. Pp. 213-224. *In* J. Kuo, R.C. Phillips, D.I. Walker and H. Kirkman (eds.) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottnest Island, Western Australia. 25-29 January 1996.
- Pérez-Farfante, I. 1969. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fish. Bull. U.S.* **67**:461-591.
- Pérez-Farfante, I. 1970. Western Atlantic shrimps of the genus *Metapenaeopsis* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), with descriptions of three new species. *Smithsonian Contrib. Zool.* **79**:1-37.
- Prospero, J. M. 1992. Global climate change and the importance of tidal ecosystems in the Caribbean and Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **54**: 95-107
- Provenzano, A. J. Jr. 1959. The shallow water hermit crabs of Florida. *Bull. Mar. Sci.* **9**:349-420.
- Rathbun, M. J. 1925. The spider crabs of America. *Bull. U.S. Nat. Mus.* **129**:1-613.
- Rathbun, M. J. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae and Xanthidae. *Bull. U.S. Nat. Mus.* **152**:1-609.
- Raz-Guzmán, A. & A.J. Sanchez. 1996. Trophic structure related to seagrass habitat complexity. Pp 241-248. *In* J. Kuo, R.C. Phillips, D.I. Walker and H. Kirkman (eds.) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottnest Island, Western Australia, 25-29 January 1996.

- Reyes-Zavala, G. 1998. Monitoreo de las macrofitas bénticas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Q. Roo. Tesis Profesional, Fac. Ciencias, UNAM. 69 pp.
- Rodríguez, G. 1980. *Los Crustáceos Decápodos de Venezuela*. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas, Venezuela. 444 p.
- Rodríguez-Almazán, C. 1997. Evaluación de la dinámica de los manchones de *Lobophora variegata* (Dictyotales, Phaeophyta) en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo. Tesis Profesional, Fac. Ciencias, UNAM. 59 pp.
- Ruiz-Rentería, F., B. I. van Tussenbroek & E. Jordán-Dahlgren. 1998. Characterization of Puerto Morelos site, Quintana Roo, Mexico. Pp: 57-66. In: B. Kjerve (ed.) *Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP): Coral Reef, Seagrass, and Mangrove Site Characteristics*. UNESCO, Paris.
- Ruyter, E.D., P. Kamermans, A.M. Breeman, 1988. Importance of physical and biological processes in structuring tropical intertidal population of *Lobophora variegata* (Phaeophyceae). *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **44**: 77-84.
- Salazar, R. 1995. Taxonomía y distribución geográfica de los camarones carideos de la familia Alpheidae (Crustacea: Decapoda: Caridea) de aguas someras del litoral de Quintana Roo, México. Tesis Profesional, Fac. Ciencias, UNAM. 110 pp.
- Sánchez, A. J. 1997. Habitat preference of *Penaeus duorarum* Burkenroad (Crustacea: Decapoda) in a tropical coastal lagoon, Southwest Gulf of Mexico. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **217**:107-117.
- Schneider, F.E. & K.H. Mann. 1991. Species relationships of invertebrates to vegetation in a seagrass bed. I. Correlational studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **145**:101-117.
- Sokal, R. R. & F.J. Rohlf 1969. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics on Biological Research*. W. H. Freeman and Co. San Francisco. 776 p.
- Solís, W.V. & S. Carreño. 1986. Estudio de la macrofauna béntica asociada a las praderas de *Thalassia testudinum* en la Laguna de Términos, Campeche, México. *An. Inst. Cien. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México* **13**:201:216.
- Stoner, A.W. 1980. The role of seagrass biomass in the organization of benthic macrofaunal assemblages. *Bull. Mar. Sci.* **30**: 537-551.
- Stoner, A. W. 1982. The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior on pinfish, *Lagodon rhomboides* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **58**: 271-284.
- Stoner, A. W. 1985. *Pencillus capitatus*: an algal island for macrocrustaceans. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **26** :279-287.
- Stoner, A. W. & F. G. Lewis. 1985. The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical seagrass meadows. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **94**:19-44.
- Tayasu, I., N. Shigesada, H. Mukay & H. Caswell. 1996. Predator-mediated coexistence of epiphytic grass shrimps that compete for refuges. *Ecol. Model.* **84**:1-10.



- Torres-Mejía, E. 1991. Zonación de macroalgas bentónicas en el arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo. Tesis Profesional, Fac. Ciencias, UNAM. 64 p.
- Valentine J.F. & K.L. Heck, Jr. 1993. Mussels in seagrass meadows: their influence on macroinvertebrate abundance and secondary production in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **96**: 63-74.
- van Tussenbroek, B. I. 1994a. Aspects of the reproductive ecology of *Thalassia testudinum* in Puerto Morelos coral reef lagoon, Mexico. *Bot. Mar.* **37**: 413-419.
- van Tussenbroek, B. I. 1994b. The impact of hurricane Gilbert on the vegetative development of *Thalassia testudinum* on Puerto Morelos reef lagoon: a retrospective study. *Bot. Mar.* **37**: 421-428.
- van Tussenbroek, B. I. 1994c. Spatial and seasonal variability in biomass and leaf morphology of the manatee grass, *Syringodium filiforme* in a tropical coral reef lagoon, Mexico. *An Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nac. Autón. México.* **21**: 15-22.
- van Tussenbroek, B. I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Mar. Biol.* **122**: 33-40.
- Vázquez-Bader, A.R. & A. Gracia. 1994. Macroinvertebrados béticos de la plataforma continental del suroeste del Golfo de México. *Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, Publ. Espec.* **12**: 113 pp.
- Virnstein, R. W. 1977. The importance on predation by crabs and fishes on benthic fauna in Chesapeake Bay. *Ecology* **58**: 1199-1217.
- Virnstein, R.W., P.S. Mikkelsen, C. D. Kalani & M.A. Capone. 1983. Seagrass beds vs sand bottoms: the trophic importance of their associated benthic invertebrates. *Florida Sci.* **46**: 363-381.
- Virnstein, R.W., W.G. Nelson & F.G. III Lewis. 1984. Latitudinal patterns in seagrass epifauna: Do patterns exist, any can they be explained? *Estuaries* **7**: 310-330
- Virnstein, R.W. & R.K. Howard, 1987. Motile epifauna of marine macrophytes in the Indian River lagoon, Florida. II. Comparisons between drift algae and three species of seagrasses. *Bull. Mar. Sci.* **4**: 13-26.
- Virnstein, R.W. 1994. Anomalous diversity of some seagrass-associated fauna in the Indian River Lagoon, Florida. *Bull. Mar. Sci.* **57**: 75-78.
- Warwick, R. & M. Ruswahyundi. 1987. Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Mar. Biol.* **95**: 641-649.
- Weinstein, M. P. & K. L. Heck, Jr. 1977. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and the Gulf of Mexico: composition, structure and community ecology. *Mar. Biol.* **50**: 97-107.
- Williams, A.B. 1984. *Shrimps, Lobsters and Crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Inst. Press, Washington. 550 pp.

- Young D.K. & M.W. Young. 1977. Community structure of the macrobenthos associated with seagrass of the Indian River Estuary, Florida. In: B.C. Coull (eds.). *Ecology of Marine Benthos*. Univ. of South Carolina Press. Columbia. Pp. 359-382 .
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis. Second edition*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 781 p.
- Zieman, J. C. 1982. *The Ecology of Seagrasses of South Florida: A Community Profile*. U.S. Fish and Wildlife Services, Office of Biological Services, Wash., 158 p.
- Zimmerman M. S. & R. J. Livingston 1979. Dominance and distribution of Benthic macrophyte assemblages in a north Florida estuary (Apalachee Bay, Florida). *Bull. Mar. Sci.* 29:27-40



- Alpheus* sp. 4  
*A. armatus* Rathbun, 1901  
*A. armillatus* Milne Edwards, 1837  
*A. normanni* Kingsley, 1878  
*A. peasei* (Armstrong, 1940)  
*A. websteri* Kingsley, 1878  
*Alpheopsis trigonus* (Armstrong, 1940)  
*A. trispinosus* Stimpson, 1871  
*Automate* sp. De Man, 1888  
*Synalpheus fritzmuelleri* Coutiere, 1909  
*Synalpheus* sp. 1  
*Synalpheus* sp. 2  
*Synalpheus* sp. 3  
 Familia Hippolytidae Dana, 1852  
*Hippolyte curacaoensis* Schmitt, 1924  
*H. zostericola* (Smith, 1873)  
*Hippolyte* sp. 1 Leach, 1814  
*Latreutes fucorum* (Fabricius, 1798)  
*L. inermis* Chace, 1972  
*L. parvulus* (Stimpson, 1871)  
*Lysmata anchisteus* Chace, 1972  
*Thor amboinensis* (De Man, 1888)  
*T. dobkini* Chace, 1972  
*T. manningi* Chace, 1972  
*Tozeuma carolinense* Kingsley, 1878  
*Trachycaris restrictus* (A. Milne-Edwards, 1878)  
 Familia Processidae Ortmann, 1896  
*Nikoides schmitti* Manning y Chace, 1971  
*Processa bermudensis* (Rankin, 1900)  
*P. fimbriata* Manning y Chace, 1971  
 Infraorden Thalassinidea Latreille, 1831  
 Superfamilia Thalassinoidea Latreille, 1831  
 Familia Upogebiidae Borradaile, 1903  
*Upogebia affinis* (Say, 1818)  
 Infraorden Palinura Latreille, 1803  
 Superfamilia Palinuroidea Latreille, 1803  
 Familia Palinuridae Latreille, 1803  
*Panulirus argus* (Latreille, 1804)  
 Infraorden Anomura H. Milne Edwards, 1832  
 Anomuro A  
 Superfamilia Coenobitoidea Dana, 1851  
 Familia Diogenidae Ortmann, 1892  
 Diogénido A  
 Diogénido B  
*Calcinus tibicen* (Herbst, 1791)  
*Clibanarius tricolor* (Gibbes, 1850)

- Clibanarius* sp.  
*Dardanus venosus* (H. Milne-Edwards, 1848)  
*Paguristes puncticeps* (Benedict, 1901)  
*Paguristes* sp.  
*P. tortugae* Schmitt, 1933  
 Superfamilia Paguroidea Latreille, 1803  
 Familia Paguridae Latreille, 1803  
*Pagurus annulipes* (Stimpson, 1862)  
*Pagurus* sp. 1  
*Pagurus* sp. 2  
*P. brevidactylus* (Stimpson, 1862)  
*P. miamensis* Provenzano, 1959  
 Superfamilia Galattheoidea Samouelle, 1819  
 Familia Porcellanidae Haworth, 1825  
 Porcellanido A  
*Petrolisthes galathinus* (Bosc, 1802)  
 Infraorden Brachyura Latreille, 1803  
 Sección Dromiacea De Haan, 1833  
 Superfamilia Dromioidea De Haan, 1833  
 Familia Dromiidae De Haan, 1833  
*Dromidia antillensis* Stimpson, 1859  
 Sección Oxystomata H. Milne Edwards, 1834  
 Superfamilia Leucosiodea Samouelle, 1819  
 Familia Calappidae De Haan, 1833  
*Calappa angusta* H. Milne Edwards, 1880  
*C. sulcata* Rathbun, 1898  
 Familia Leucosiidae Samouelle, 1819  
*Speloeophorus pontifer* (Stimpson, 1871)  
 Sección Oxyrhyncha Latreille, 1803  
 Superfamilia Majoidea Samouelle, 1819  
 Familia Majidae Samouelle, 1819  
 Majido A  
 Subfamilia Epialtinae  
*Acanthonyx petiverii* Milne-Edwards, 1834  
*Epialtus longirostris* Rathbun, 1923  
 Subfamilia Inachinae  
*Podocheila macrodera* Stimpson, 1860  
*Stenorhynchus seticornis* (Herbst, 1788)  
*Chorimus heros* Herbst, 1790  
 Subfamilia Mithracinae (Stimpson, 1869)  
*Macroceloma diplacanthum* (Stimpson, 1869)  
*M. laevigatum* (Stimpson, 1869)  
*M. subparallelum* (Stimpson, 1869)  
*M. trispinosum* (Latreille, 1825)  
*Microphrys bicornutus* (Latreille, 1825)  
*Mithrax* sp. 1

- Mithrax* sp. 2  
*Mithrax* sp. 3  
*Mithrax pleuracanthus* Stimpson, 1871  
*Mithraculus coryphe* (Herbst, 1788)  
*Mithraculus forceps* A. Milne-Edwards, 1834  
*Mithraculus sculptus* Milne-Edwards, 1834  
*Teleophrys* sp.  
*Thersandrus compressus* (Desbonne, 1867)  
*Thoe puella* Stimpson, 1860  
 Subfamilia Tychinae  
*Pitho aculeata* (Gibbes, 1850)  
*Pitho* sp.
- Sección Brachyrhyncha Borradaile, 1907  
 Superfamilia Portunoidea Rafinesque, 1815  
 Familia Portunidae Rafinesque, 1815  
*Portunus ordwayi* (Stimpson, 1860)  
*Portunus* sp.
- Superfamilia Xanthoidea MacLeay, 1838  
 Familia Xanthidae MacLeay, 1838  
 Xanthido A  
 Xanthido B  
 Xanthido C  
 Xanthido D  
 Xanthido E  
 Xanthido F  
 Xanthido G  
 Xanthido H  
 Xanthido I  
 Xanthido J  
 Xanthido K  
 Xanthido L  
 Xanthido M  
 Xanthido N  
*Eurypanopeus dissimilis* (Benedict y Rathbun, 1891)  
*Hexapanopeus angustifrons* (Benedict y Rathbun, 1891)  
*Lobopilumnus agassizzi* (Stimpson, 1860)  
*Micropanope nuttingi* Rathbun, 1898  
*Neopanope packardi* (Kingsley, 1879)  
*Panopeus herbstii* Milne Edwards, 1817  
*P. occidentalis* Saussure, 1857  
*Panopeus* sp.  
*Pilumnus* sp. 1  
*Pilumnus* sp. 2  
 Familia Goneplacidae MacLeay, 1838  
*Euryplax nitida* Stimpson, 1859

*Mithrax* sp. 2

*Mithrax* sp. 3

*Mithrax pleuracanthus* Stimpson, 1871

*Mithraculus coryphe* (Herbst, 1788)

*Mithraculus forceps* A. Milne-Edwards, 1834

*Mithraculus sculptus* Milne-Edwards, 1834

*Teleophrys* sp.

*Thersandrus compressus* (Desbonne, 1867)

*Thoe puella* Stimpson, 1860

Subfamilia Tychinae

*Pitho aculeata* (Gibbes, 1850)

*Pitho* sp.

Sección Brachyrhyncha Borradaile, 1907

Superfamilia Portunoidea Rafinesque, 1815

Familia Portunidae Rafinesque, 1815

*Portunus ordwayi* (Stimpson, 1860)

*Portunus* sp.

Superfamilia Xanthoidea MacLeay, 1838

Familia Xanthidae MacLeay, 1838

Xanthido A

Xanthido B

Xanthido C

Xanthido D

Xanthido E

Xanthido F

Xanthido G

Xanthido H

Xanthido I

Xanthido J

Xanthido K

Xanthido L

Xanthido M

Xanthido N

*Eurypanopeus dissimilis* (Benedict y Rathbun, 1891)

*Hexapanopeus angustifrons* (Benedict y Rathbun, 1891)

*Lobopilumnus agassizzi* (Stimpson, 1860)

*Micropanope muttingi* Rathbun, 1898

*Neopanope packardi* (Kingsley, 1879)

*Panopeus herbstii* Milne Edwards, 1817

*P. occidentalis* Saussure, 1857

*Panopeus* sp.

*Pilumnus* sp. 1

*Pilumnus* sp. 2

Familia Goneplacidae MacLeay, 1838

*Euryplax nitida* Stimpson, 1859

Apéndice B. Valores de abundancia de las especies de decápodos asociados a pastizales marinos en la zona de estudio durante el verano (V) y el invierno (I), a través de recolectas diurnas (D) y nocturnas (N) en cada estación de muestreo (1, 2, 3, 4 y 5).

ESPECIE	IDV	2DV	3DV	4DV	5DV	1NV	2NV	3NV	4NV	5NV	IDI	2DI	3DI	4DI	5DI	1NI	2NI	3NI	4NI	5NI	TOTAL
<i>Latreutes ficorum</i>	410	289	725	339	235	310	1398	1913	1218	665	26	127	500	252	44	480	329	708	612	425	11005
<i>Periclimenes americanus</i>	262	147	759	39	2	1375	1353	1811	116	109	72	68	113	33	0	16	250	842	181	86	7634
<i>Thor manningi</i>	201	70	196	33	19	1539	489	1771	0	274	58	30	85	24	3	78	612	463	28	254	6227
<i>Pagurus annulipes</i>	138	64	156	124	6	917	115	1235	1329	297	81	54	98	270	4	30	77	411	89	160	5655
<i>P. brevidactylus</i>	134	34	116	20	4	842	54	860	553	200	24	38	142	170	16	246	268	1145	28	241	5135
<i>Clibanarius tricolor</i>	161	1	4	19	0	198	4	111	165	0	1	3	16	151	0	3486	74	247	0	0	4641
<i>Thor dobbini</i>	43	56	55	9	3	512	247	792	0	120	11	13	23	0	2	0	158	83	16	57	2200
<i>Alpheus normanni</i>	3	1	9	1	1	289	193	345	0	84	0	2	6	0	0	116	153	650	73	111	2037
<i>Tozeuma carolinense</i>	145	62	110	81	38	25	104	124	72	23	54	55	200	127	31	24	68	156	27	2	1528
<i>Processa bermudensis</i>	0	0	1	0	3	77	154	181	54	227	2	4	0	0	0	3	34	115	214	86	1155
<i>Leander tenuicornis</i>	2	0	1	1	1	21	13	16	6	26	10	14	1	8	0	53	233	149	21	81	657
<i>Processa fimbriata</i>	1	1	3	2	0	64	120	125	48	65	1	10	0	3	0	4	40	66	32	27	612
<i>Periclimenes pedersoni</i>	0	0	84	113	1	6	0	54	96	15	2	2	23	35	0	0	0	26	63	15	535
<i>Sicyonia laevigata</i>	1	0	7	0	0	9	20	31	14	11	9	1	1	0	0	37	88	87	69	99	484
<i>S. parri</i>	1	0	0	0	0	7	4	6	12	55	0	0	1	1	1	11	96	41	82	125	443
<i>Trachycaris restrictus</i>	4	5	8	3	0	29	24	65	17	13	12	27	2	3	1	24	34	32	9	23	335
<i>Metapanaeopsis goodiei</i>	0	0	0	0	0	11	23	25	3	3	20	0	0	0	0	86	8	42	15	57	293
<i>Portunus sp.</i>	0	1	0	0	1	30	7	16	12	9	3	13	0	3	0	23	24	68	12	8	230
<i>Mithraculus forceps</i>	23	8	38	8	3	14	5	8	1	14	10	5	4	4	8	2	6	9	2	8	180
<i>M. sculptus</i>	6	4	7	1	5	11	1	24	0	25	12	20	6	2	14	1	29	1	3	6	178
<i>Paguristes tortugae</i>	1	0	0	0	2	54	3	0	0	1	0	1	0	0	0	41	36	0	0	3	142
<i>Nikoides schmitti</i>	0	0	0	0	0	1	0	5	2	0	3	3	0	0	0	21	53	8	33	9	138
<i>Mithrax sp. 1</i>	2	3	28	2	0	21	1	23	2	7	6	15	0	2	4	0	15	4	1	1	137
<i>Pitho aculeata</i>	2	0	3	4	0	6	1	13	47	0	8	4	1	0	0	4	6	9	14	5	131
<i>Panopeus occidentalis</i>	16	4	27	1	0	18	2	3	0	1	11	11	1	0	2	2	8	1	2	0	110
<i>Mithraculus coryphe</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5	0	3	3	3	60	0	2	1	15	5	100
<i>Chorinus heros</i>	0	0	0	0	0	7	3	10	3	4	2	4	1	1	0	4	13	25	14	7	98
<i>Latreutes parvulus</i>	3	1	0	2	0	7	29	30	7	5	2	0	0	0	0	1	0	5	1	4	97
<i>Portunus ordwayi</i>	0	0	1	0	0	6	5	20	0	1	2	1	2	0	0	2	16	24	4	6	90
<i>Pagurus sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	39	0	7	0	3	0	0	14	8	0	0	7	82
<i>Pamulirus argus</i>	0	0	0	0	0	9	4	5	1	6	0	4	1	1	0	14	20	6	4	1	76
<i>Calcinus tibicen</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5	0	0	32	27	1	0	1	1	68
<i>Pagurus sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	24	2	0	13	0	3	0	0	24	0	0	0	0	66
<i>Pagurus miamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	48	0	0	0	58
<i>Mithrax pleuracanthus</i>	3	0	5	0	0	4	2	3	0	1	3	6	2	1	3	3	6	8	1	3	57
<i>Dardanus venosus</i>	0	0	0	0	0	3	0	6	1	3	0	1	0	0	0	9	8	13	1	8	53
<i>Podochela macrodera</i>	1	0	0	5	4	3	0	1	1	4	1	4	0	6	2	0	4	7	3	6	52
<i>Microphrys bicornotus</i>	0	1	5	1	2	7	0	1	8	3	4	2	1	0	1	0	6	1	2	6	51







Apéndice B (Continuación).

ESPECIE	1DV	2DV	3DV	4DV	5DV	1NV	2NV	3NV	4NV	5NV	1DI	2DI	3DI	4DI	5DI	1NI	2NI	3NI	4NI	5NI	TOTAL	
<i>Alpheopsis trigonus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Acanthonyx petiverii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alpheus websteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
	1582	754	2388	826	355	6444	4384	9697	3852	2295	491	593	1258	1107	201	4932	2928	5484	1688	1976		53235