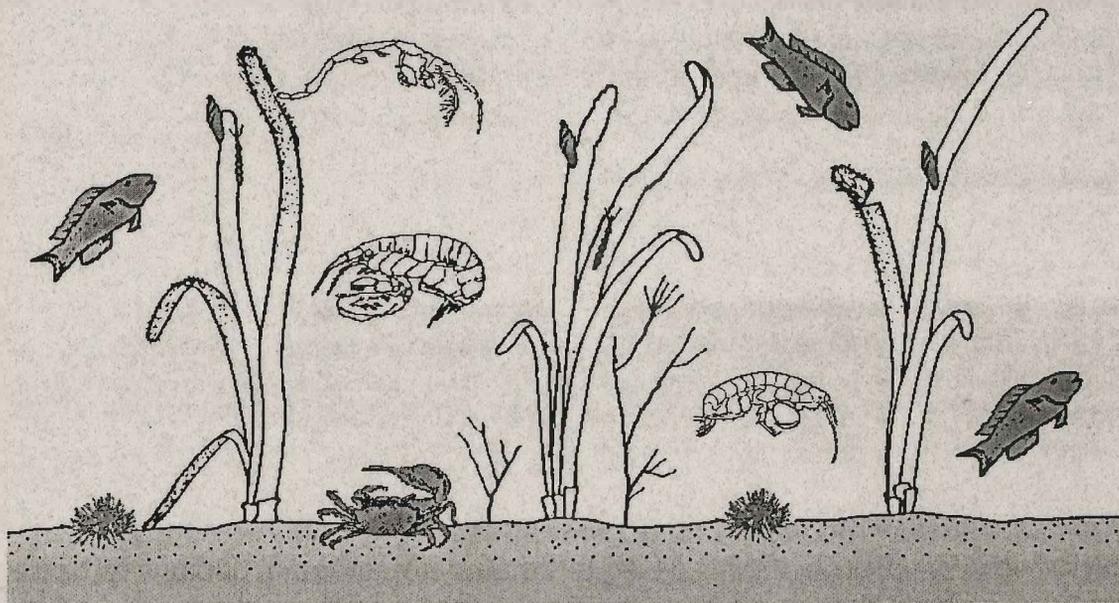


Centro de Investigación Científica y de Educación Superior
de Ensenada (CICESE)

División de Oceanología

Departamento de Ecología

**Composición y variación temporal en la abundancia y
biomasa de la epifauna asociada a una pradera de *Zostera*
marina en Bahía San Quintín, B. C.**



Tesis

Que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener
el grado de Maestro en Ciencias, presenta:

Patricia Quiroz Vázquez

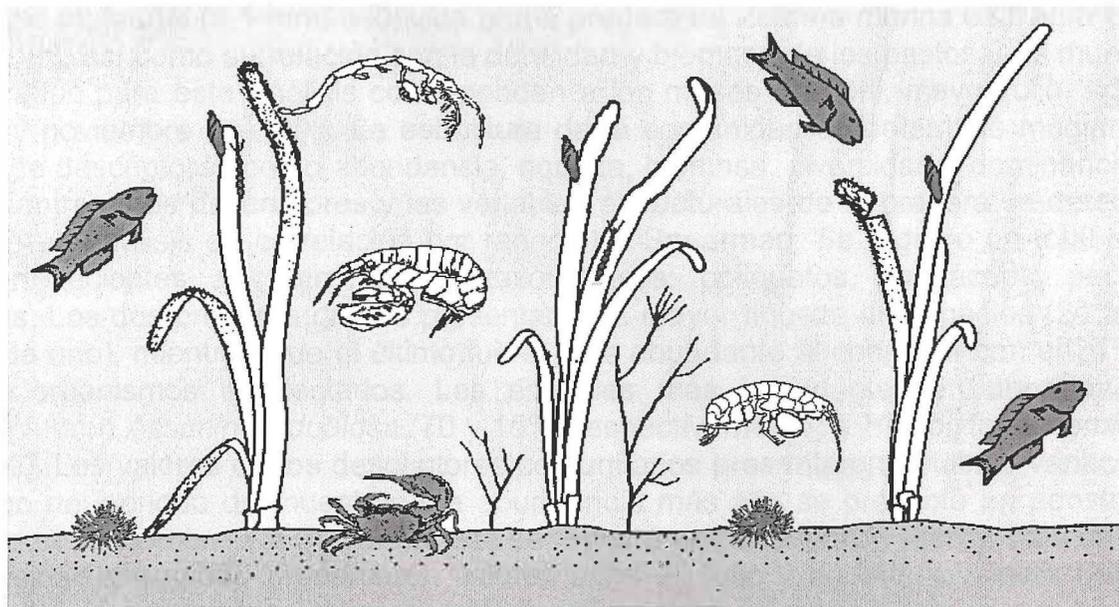
Ensenada, B. C., 06 de septiembre de 2002

Centro de Investigación Científica y de Educación Superior
de Ensenada (CICESE)

División de Oceanología

Departamento de Ecología

**Composición y variación temporal en la abundancia y
biomasa de la epifauna asociada a una pradera de *Zostera*
marina en Bahía San Quintín, B. C.**



Tesis

Que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener
el grado de Maestro en Ciencias, presenta:

Patricia Quiroz Vázquez

Ensenada, B. C., 06 de septiembre de 2002

RESUMEN de la tesis de Patricia Quiroz Vázquez, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en ECOLOGIA MARINA. Ensenada, Baja California, México. Septiembre de 2002.

COMPOSICIÓN Y VARIACIÓN TEMPORAL EN LA ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LA EPIFAUNA ASOCIADA A UNA PRADERA DE *Zostera marina* EN BAHÍA SAN QUINTÍN, B. C.

Resumen aprobado por:

Silvia E. Ibarra Obando
Director de tesis

Este estudio describe la composición y variación temporal en la estructura de la comunidad epifaunal (≤ 1 mm) asociada a una pradera de *Zostera marina* en Bahía Falsa, San Quintín, así como su relación con la densidad y biomasa de los pastos. Las muestras consideradas para este análisis corresponden a los meses de abril, mayo, julio, agosto, octubre y noviembre de 1993. La estructura de la comunidad se determinó mediante el análisis de descriptores como abundancia, riqueza, biomasa, diversidad y dominancia. La relación entre estos descriptores y las variables estructurales de la pradera se determinó mediante un análisis de correlación por rangos de Spearman. Se registró un total de 74 taxa pertenecientes a cuatro grupos taxonómicos: poliquetos, crustáceos, peces y moluscos. Los dos primeros grupos presentaron la mayor riqueza de especies (24 taxa = 32% cada uno), mientras que el último fue el más abundante al contribuir con el 71% del total de organismos recolectados. Las especies más importantes en abundancia y biomasa fueron *Assimineia dubiosa* (70 y 15%, respectivamente) e *Hippolyte californiensis* (5 y 32%). Los valores de los descriptores comunitarios presentaron notables variaciones a lo largo del periodo de muestreo. La abundancia más alta se presentó en agosto y la más baja en noviembre. La mayor riqueza se registró en noviembre y la más baja en abril. La diversidad y equidad presentaron valores altos en julio y agosto, y valores bajos el resto de los meses. La biomasa presentó dos picos, uno en mayo y otro en octubre. Las tendencias temporales de la mayoría de los descriptores comunitarios no presentaron una relación clara con los factores estructurales de la pradera, a excepción de la diversidad cuya relación con la biomasa de *Z. marina* fue alta ($r_s=1$, $p<0.05$). Las tendencias temporales de las especies más importantes de poliquetos y anfípodos del orden Gammaridea coincidieron notablemente con la de biomasa de *Z. marina*. La falta de relación entre la mayoría de los descriptores de la comunidad y la densidad y biomasa de los pastos puede deberse al tipo de muestreo realizado, y a la diferencia en los ciclos de vida de las especies analizadas. La semejanza entre los patrones temporales de poliquetos y anfípodos y el de biomasa de *Z. marina* pueden deberse a la estrecha asociación de estos organismos con la estructura foliar de la planta. En términos generales, la estructura faunística de la pradera analizada coincidió con la reportada para otros sitios y otras especies de pastos marinos de zonas templadas.

Palabras clave: Epifauna, *Z. marina*, San Quintín.

ABSTRACT

This study describes the composition and temporal variation in the structure of the epifaunal community (≤ 1 mm) associated with a *Zostera marina* (eelgrass) bed in Bahía Falsa, San Quintin, and its relationship with the seagrass density and biomass. Samples used for this analysis correspond to April, May, July, August, October, and November 1993. Community structure was determined by means of descriptors such as abundance, richness, biomass, diversity, and dominance. The relationship between these descriptors and the bed structural variables was established using Spearman's rank correlation test. A total of 74 taxa belonging to four taxonomical groups were recorded: polychaetes, crustaceans, fish, and mollusks. The first two groups were characterized by the highest species richness (24 taxa = 32% each one), while the last group was the most abundant, as it contributed with 71% of the total collected animals. The most important species in abundance and biomass were *Assimineia dubiosa* (70 and 15% respectively), and *Hippolyte californiensis* (5 and 32% respectively). Community descriptors were characterized by important variations during the study period. Abundance was highest in August, and the lowest in November. The highest richness was recorded in November and the lowest in April. Diversity and evenness showed high values in July and August, and low values the remaining months. Biomass showed two peaks: May and October. Most community descriptors showed seasonal trends that were not clearly related with the seagrass bed structure, with diversity being the exception, as its relationship with eelgrass biomass was high ($r_s = 1$, $p < 0.05$). Temporal trends of the most important polychaetes species, and amphipods of the Gammaridea order showed striking coincidences with eelgrass biomass. The lack of relationship between most community descriptors, and *Z. marina*'s biomass and density could be due to sampling design, and differences in the life cycles of the analyzed species. Similarities in polychaetes and amphipods' temporal trends and eelgrass biomass could be due to the strong relationship of these organisms with seagrass leaves. In general terms, the described faunal structure is similar to the one reported for other sites, and other temperate seagrass species.

Key words: Epifauna, *Z. marina*, San Quintin.

DEDICATORIA

- A tí, que me tendiste la mano y me diste la oportunidad de seguir creciendo,*
- A tí, que me brindaste ayuda haciendo más fácil mi camino y dándome la oportunidad de explorar nuevos horizontes,*
- A tí, que al negarme ayuda hiciste que me diera cuenta de que hay un mundo de posibilidades para salvar un obstáculo,*
- A tí, que me dijiste sí alentando mis ilusiones y esperanzas,*
- A tí, que me dijiste no, porque me hiciste reafirmar la confianza en mí misma,*
- A tí, que me regalaste un poco de tu tiempo enriqueciendo mi vida y mostrándome una imagen de lo que quiero llegar a ser,*
- A tí, que me negaste un minuto de tu tiempo, por darme la oportunidad de saber lo que no quiero hacer a nadie cuando este en tu lugar,*
- A tí, hermano, por hacerme sentir que no hay mejor amigo que tú,*
- A tí, madre, por creer siempre en mí,*
- A tí,... Gracias.*

AGRADECIMIENTOS

En la realización del presente trabajo fue necesaria la colaboración de innumerables personas, quienes aportaron valiosas ideas y sugerencias para lograr un producto de la mayor calidad posible, a todas ellas les expreso mi más sincero agradecimiento.

En especial a mi directora Silvia E. Ibarra Obando, por haber aceptado compartir su experiencia profesional conmigo y por su gran disponibilidad para ayudarme en todo tipo de aspectos relacionados con el desarrollo de esta tesis.

A mis sinodales, el Dr. Jorge A. Rosales, el Dr. Eugenio Díaz Iglesias, el Dr. Guillermo Villarreal y la M. C. Dora Wauman, por sus importantes comentarios en materia de contenido, estructura y redacción del documento.

A Miriam Poumian Tapia, por sacarme siempre de apuros en cuestiones logísticas y por mostrarme que el entusiasmo y el interés que se ponen cuando se ayuda a una persona cuentan más que la ayuda misma.

A Guillermo Ortuño Manzanares, por regalarme mucho de su valioso tiempo ayudándome, entre otras cosas, con la identificación taxonómica de los carídeos y picnogónidos.

A Olga Flores Uzeta, por facilitarme material bibliográfico y asesorarme en la identificación de los anfípodos.

A Maricarmen Necochea y Verónica Rodríguez, por la identificación de los poliquetos.

A Pablo Jorgensen, por sus importantes observaciones y recomendaciones respecto a la aplicación de las pruebas estadísticas adecuadas.

A CONACyT, por el apoyo económico para la realización de la maestría.

A toda mi familia, quien siempre me han brindado un completo apoyo para la realización de mis proyectos personales y profesionales.

Y a todos aquellos que de una u otra forma me brindaron su apoyo desinteresado pero que debido a las "fallas" de mi memoria no acuden ahora a mi mente.

INDICE

I.- Introducción	1
I.1.- Antecedentes	5
I.1.1.- Fauna y flora de Bahía San Quintín	5
I.1.2.- Fauna asociada a pastos marinos	8
I.2.- Objetivos	12
II.- Descripción del área de estudio	13
III.- Material y métodos	17
III.1.- Campo	17
III.2.- Laboratorio	17
III.3.- Análisis de datos	21
IV.- Resultados	25
IV.1.- Descriptores bióticos	25
IV.2.- Relaciones faunísticas entre muestras	27
IV.2.1.- Especies determinantes de similitud y disimilitud entre estaciones del año	32
IV.3.- Variaciones temporales de la comunidad	35
IV.4.- Variaciones temporales de los principales grupos y especies	37
IV.5.- Relación entre las variaciones de la fauna, estructura de la pradera y factores físicos	40
IV.6.- Producción secundaria	48
V.- Discusión	50
VI.- Conclusiones	66
Literatura citada	67
Anexos	83
Anexo A.- Lista taxonómica	83
Anexo B.- Tablas	87
B.1.- abundancias totales por arrastre	87
B.2.- densidades	89
B.3.- biomasa totales por muestra, en peso húmedo	91

B.4.- Biomosas en gramos de peso seco libre de cenizas (PSLC) por m ²	93
B.5.- Índice de Valor de Importancia (I. V. I.) general	95
B.6.- Especies contribuyentes a la discriminación entre grupos de muestras considerando la abundancia	97
B.7.- Especies contribuyentes a la discriminación entre grupos de muestras considerando la biomasa (PSLC)	98



INDICE DE FIGURAS

1.- Ubicación del sitio de muestreo	16
2.- I. V. I. General	27
3.- Dendograma y MDS para datos de abundancias totales	28
4.- Dendograma y MDS para datos de presencia - ausencia	28
5.- Dendograma y MDS para la matriz depurada de abundancias totales	29
6.- Dendograma y MDS para la matriz depurada de biomasa (g PSLC)	30
7.- MDS para diferentes niveles taxonómicos	31
8.- Variación temporal de abundancia y biomasa de anfípodos	37
9.- Variación temporal de abundancia y biomasa de <i>H. californiensis</i>	38
10.- Variación temporal de abundancia y biomasa de poliquetos	39
11.- Variación temporal de abundancia y biomasa de <i>A. dubiosa</i>	39
12.- Variación temporal de abundancia y biomasa de <i>S. leptorhynchus</i>	40
13.- Variación temporal de densidad y biomasa de <i>Zostera marina</i>	41
14.- Variación temporal de salinidad y temperatura	42
15.- Relación entre diversidad de fauna y biomasa de <i>Z. marina</i>	42
16.- Contrastes entre densidad faunística y densidad y biomasa de <i>Z. marina</i>	43
17.- Contrastes entre riqueza y diversidad faunísticas y biomasa y densidad de <i>Z. marina</i>	44
18.- Contraste entre biomasa de fauna y biomasa de <i>Z. marina</i>	45
19.- Contraste entre diversidad de fauna y biomasa de <i>Z. marina</i>	45
20.- contraste entre abundancia de anfípodos y poliquetos y biomasa de <i>Z. marina</i>	46
21.- Contraste entre abundancia de <i>H. californiensis</i> y biomasa de <i>Z. marina</i>	47

INDICE DE TABLAS

I.- Valores de los descriptores comunitarios para cada grupo	25
II.- Especies determinantes de la similitud entre muestras considerando la abundancia	33
III.- Especies determinantes de la similitud entre muestras considerando la biomasa	34
IV.- Valores de los descriptores comunitarios para cada muestra	35
V.- Producción secundaria	48
VI.- Valores de peso seco libre de cenizas estimados y calculados	49

I.- INTRODUCCIÓN

Con un amplio espectro de interacciones fuertes y débiles entre recursos, individuos y poblaciones, las comunidades constituidas por fanerógamas marinas forman sistemas extremadamente complejos que varían en función de factores físicos, químicos y biológicos, los cuales están sujetos a fluctuaciones diarias y estacionales (Jacobs *et al.* 1982).

En general, las praderas marinas, y en particular las de *Zostera*, están consideradas dentro de los sistemas más ricos en variedad y abundancia de vida en el ambiente marino (Phillips 1976, Edgar y Shaw 1995, Hily y Bouteille 1999, Mattila *et al.* 1999, Boström y Bonsdorf 2000, Duarte 2000). Estos sistemas sostienen complejas comunidades faunísticas integradas tanto por especies residentes permanentes como por especies residentes temporales (Subrachmanyam y Coultas 1980), ya que sirven como áreas de refugio para juveniles de peces e invertebrados (Kennish 1990, Etherington y Eggleston 2000, Guidetti y Bussetti 2000, Nagelkerken *et al.* 2000, Short *et al.* 2001) y proporcionan grandes cantidades de *detritus* que es consumido por diversas especies (Wood *et al.* 1969). Por otro lado, contribuyen con una considerable proporción a la producción primaria total en los sistemas estuarinos, parte de la cual termina en forma de captura de especies de importancia comercial que beneficia a las comunidades humanas (Williams 1973). Todo esto determina que los hábitats constituidos por pastos marinos sean reconocidos como uno de los elementos más importantes en la función trófica y productividad total de las zonas costeras someras (Adams 1976).

Además de lo anterior, otra de las características que hacen de una pradera marina un hábitat adecuado para muchas especies animales es la estructura tridimensional de la vegetación (Hemminga y Duarte 2000). Una raíz bien desarrollada y un sistema de rizomas, hojas lanceoladas (en forma de listón) y tallos, dan lugar a un gran número de microhábitats que propician la existencia de una rica comunidad faunística (Kennish 1990, Ibarra-Obando y Ríos 1993).

La arquitectura de la vegetación confiere además cualidades físicas y químicas al ambiente que pueden atraer a la fauna (Hemminga y Duarte 2000, Kikuchi 1980), por ejemplo: 1) la vegetación aumenta efectivamente el área que sirve como sustrato para flora y fauna epifíticas; 2) los tallos y hojas mitigan la fuerza del oleaje y corrientes generando un espacio de calma entre las plantas, el cual es preferido por muchos animales; 3) debido a la reducción en el movimiento del agua, las partículas orgánicas y minerales se sedimentan más fácilmente originando una rica capa de material orgánico y mineral que sirve de alimento tanto para los animales como para las propias plantas; 4) la capa de hojas sombrea el fondo de la pradera disminuyendo considerablemente la insolación y originando hábitats protegidos de excesiva iluminación e insolación, los cuales parecen ser benéficos para el bentos; 5) las condiciones de refugio y alta concentración de alimento hacen a los pastos marinos atractivos para juveniles y organismos pequeños pertenecientes al necton (Kikuchi 1980).

La estructura de una pradera marina incluye tanto la composición florística como la faunística, donde esta última forma parte importante de la producción total del sistema presentando elevadas tasas de producción secundaria, las cuales compiten

con las más altas registradas en otros hábitats acuáticos (Möller *et al.* 1985, Fredette *et al.* 1990, Valentine y Heck 1993).

Un hecho importante a considerar, es que muchos de los invertebrados de la macrofauna están estrechamente relacionados con la estructura de la pradera (Lewis y Stoner 1983), de tal forma que las variaciones en densidad y biomasa de los pastos afectarán la composición y abundancia de la fauna y viceversa (Hemminga y Duarte 2000). El estudio de esta relación es un punto importante para obtener una visualización general e integrada de un sistema de este tipo, la cual se puede lograr analizando el funcionamiento y estructura de ambas comunidades (flora y fauna), así como sus posibles interacciones, de tal forma que, conociendo las características estructurales y funcionales de uno de los componentes, así como los procesos comunes a ambos, se pueda predecir el comportamiento del otro en presencia de algún factor de disturbio. Los resultados de tales análisis tendrán mayor utilidad predictiva si se obtienen de sistemas donde el efecto antropogénico sea mínimo o nulo, de manera que las diferencias o patrones que se encuentren puedan ser atribuidos a procesos naturales.

En las costas de Baja California, Bahía San Quintín es un sistema que además de contar con una considerable extensión de praderas de *Zostera marina* (Dawson 1962), algunas de las cuales son fuente de recursos económicos para los pobladores de la zona (Torres-Fernández 1986), aún conserva sus características naturales a pesar de ser una zona de cultivo del ostión *Crassostrea gigas* (Villarreal 1995, Osorno-Velazquez 2000). Sin embargo, a futuro, esta actividad económica o cualquier otra que se desarrolle en el lugar, podría ocasionar cambios importantes en el sistema, por lo

que es necesario un estudio estructural integrado de la fauna asociada a las praderas, así como de las posibles relaciones que guarda con la comunidad de pastos para obtener información de base que pueda utilizarse para comparaciones posteriores.

Por ello, y considerando: 1) la importancia de Bahía San Quintín como ambiente con poco impacto antropogénico y fuente de recursos económicos, 2) la importancia de las praderas marinas como fuente de una rica y compleja comunidad de fauna asociada, 3) la posibilidad de expansión del área de cultivo del ostión o el desarrollo de otras actividades económicas que puedan afectar al sistema, y 4) la escasez de estudios que abarquen a la fauna en conjunto; se ha diseñado el presente trabajo el cual pretende analizar la composición y abundancia de la macrofauna y su variación temporal, así como las posibles relaciones entre la estructura de la flora y la fauna, de tal forma que se puedan conocer los principales grupos o especies animales que están definiendo la estructura de la comunidad y las implicaciones ecológicas que esto tiene para el sistema.

I.1.- ANTECEDENTES

Los antecedentes más importantes para el presente trabajo pueden dividirse en dos grandes grupos: a) aquéllos relacionados con el estudio de comunidades faunísticas y florísticas en Bahía San Quintín, y b) los referentes al análisis de fauna asociada a pastos marinos y su relación con la comunidad florística y los factores ambientales.

I.1.1.- Fauna y flora de Bahía San Quintín

Los primeros trabajos de investigación en Bahía San Quintín fueron desarrollados en los años 1960-61 y estuvieron a cargo de un grupo de científicos provenientes de la Beaudette Foundation for Biological Research, bajo la dirección del Dr. J. L. Barnard. Estos trabajos cubrieron una amplia gama de características del sistema, incluyendo una descripción de las comunidades de flora (Dawson 1962) y fauna de la bahía (Menzies 1962, Reish 1963, Barnard 1964, Keen 1962).

A partir de entonces, se han realizado investigaciones sobre taxonomía, ecología y biología de grupos faunísticos particulares, así como de diferentes componentes de la comunidad florística.

Grupos de la infauna, especialmente poliquetos, son un componente importante en hábitats de fondos blandos lodosos como los que caracterizan a las praderas de *Z. marina* en Bahía San Quintín. Aspectos taxonómicos y estructurales de este grupo han sido estudiados por Cantú-Martínez (1987) y Calderón-Aguilera y Jorajuria-Corbo (1986), quienes encontraron nuevas especies para la zona. Calderon-Aguilera (1982)

hizo un análisis de la infauna béntica enfatizando su utilidad en la evaluación de impacto ambiental y encontró que la comunidad de poliquetos de Bahía San Quintín se caracterizó por estar cerca del equilibrio, es decir, por presentar pocas especies oportunistas y por ser muy similar a la reportada por Reish (1963). Un estudio sobre la composición de la comunidad de poliquetos fue realizado por Díaz-Castañeda y Rodríguez-Villanueva (1998), quienes encontraron que de las 28 familias reportadas previamente se registraron 17, además de dos nuevas para la zona (Trichobranchidae y Apistobranchidae).

Los peces son otro de los grupos bien representados en las praderas de *Zostera*, ya sea porque acuden en busca de refugio o alimento o porque estas zonas son áreas importantes de reclutamiento para sus larvas y juveniles. Rosales-Casian (1996, 1997) realizó un estudio integrado y sistemático de la ictiofauna de la bahía y costa adyacente encontrando que la riqueza de especies de ambas zonas fue muy similar y que la especie más abundante dentro de la bahía fue *Syngnathus leptorhynchus*. El autor encontró también que durante el periodo de muestreo fue evidente la presencia de juveniles de embiotócidos (*Cymatogaster aggregata* y *Embiotoca Jacksoni*), dentro de la bahía, lo que resalta la importancia que tienen los pastos para estas especies, sobre todo durante las primeras etapas de vida.

Quizá uno de los grupos de invertebrados más importantes en cuanto a abundancia, son los anfípodos (Nelson 1979), los cuales son también la mayor fuente de alimento de aves y otros animales (Grebmeier y Harrison 1992). En Bahía San Quintín, Flores-Uzeta (1996) trabajó con los anfípodos epifaunales de la localidad El Chute, analizando la biología y diversidad de la comunidad asociada a *Z. marina*,

encontrando un total de 19 especies, de las cuales las pertenecientes a la familia Gamaridae fueron las más abundantes.

Otros grupos menos abundantes como los isópodos también han sido estudiados en el área. Escoto-Rodríguez (1996) realizó un estudio sobre los aspectos ecológicos y poblacionales de *Erichsonella crenulata*, encontrando una población poco abundante la mayor parte del año, excepto en verano, la cual estuvo constituida principalmente por organismos adultos.

Trabajos que abarquen la macrofauna en conjunto son escasos, Villarreal (1995) realizó una investigación acerca de los efectos del cultivo de *C. gigas* sobre la comunidad macrobéntica del lugar, evaluando los cambios inducidos en las comunidades del macrobentos por el cultivo de ostión localizado en Bahía Falsa. Los resultados de este estudio indicaron que la comunidad en general, y la de la pradera de *Z. marina* en particular, no mostraban síntomas de alteración y que era similar a la reportada en su parte de anélidos 3 y 21 años atrás. El autor encontró también que únicamente la zona en relación directa con las instalaciones de cultivo mostró eutroficación marcada (alto contenido de materia orgánica) y una comunidad característica de zonas contaminadas representada principalmente por detritívoros, dentro de los cuales las especies predominantes fueron *Mediomastus californiensis*, *M. ambisetus*, *Capitella capitata* y *Parvilucina* sp. Por su parte, Talley *et al.* (2000), hicieron un estudio comparativo de la macroinfauna de planicies lodosas y sus ambientes asociados en tres estuarios del Sur de California y Norte de Baja California. Estos autores encontraron que a pesar de que hubo un traslape de características ambientales entre estuarios, cada uno de ellos presentó comunidades distintas con

marcadas variaciones locales atribuidas a factores ambientales como tipo de sedimento y características de la vegetación.

La estructura de las comunidades faunísticas que habitan las praderas marinas depende en alguna medida de la comunidad florística, y las variaciones en composición, densidad y biomasa de ésta pueden originar cambios importantes en los patrones de la fauna. La estructura y composición de la flora de Bahía San Quintín ha sido estudiada por varios autores, Ibarra-Obando y Aguilar-Rosas (1985) realizaron una investigación sobre biomasa y composición taxonómica de macroalgas flotantes y epífitas asociadas con *Z. marina*. Ellos encontraron importantes variaciones temporales, con un notable aumento de biomasa en otoño. Siqueiros-Beltrones e Ibarra-Obando (1985) hicieron una lista florística de las diatomeas epífitas de *Z. marina* y analizaron la estructura y variación temporal de esta comunidad en Bahía Falsa. Por su parte, Poumian-Tapia e Ibarra-Obando (1999) realizaron un estudio sobre la biomasa y demografía de las praderas de *Z. marina* en Bahía Falsa, encontrando variaciones temporales significativas tanto en biomasa foliar como en densidad de haces vegetativos, con valores máximos en octubre y mínimos en febrero. Estas variaciones fueron también significativas para el área de las hojas, la cual presentó valores altos en septiembre y bajos en enero-febrero.

1.1.2.- Fauna asociada a pastos marinos

Una de las características más notables de las praderas marinas es la alta densidad de invertebrados residentes que sostienen (Heck y Orth 1980). Estas poblaciones de invertebrados son de fundamental importancia en el valor que adquiere

el hábitat para depredadores migratorios como cangrejos y peces, quienes utilizan los pastos como áreas de refugio y alimentación (Thayer *et al.* 1975). Esto ha dado lugar al desarrollo de numerosos trabajos acerca de la estructura de comunidades faunísticas asociadas a pastos marinos, sus variaciones espacio - temporales y su relación con las comunidades florísticas.

En general, la estructura de la comunidad faunística de praderas marinas no es un atributo fijo o constante (Hemminga y Duarte 2000), sino que puede presentar variaciones importantes relacionadas con cambios en la complejidad del hábitat. Resultados de algunos estudios han demostrado un notable paralelismo entre la estructura y función de los pastos y su fauna asociada (Kikuchi y Peres 1977, Kikuchi 1980), de tal forma que se ha detectado una fuerte relación entre las variaciones estructurales de ambos componentes tanto espacial como temporalmente (Nelson 1979, Stoner 1980, Orth *et al.* 1984, Edgar y Robertson 1992, Tolan *et al.* 1997, Boström y Bonsdorff 2000, Parker *et al.* 2001).

Quizá los factores biológicos más importantes en la definición de la estructura de la fauna dentro de una pradera marina sean la biomasa y densidad de los pastos, como lo demuestra el estudio experimental de Bell y Westoby (1986), quienes analizaron la respuesta de varias especies de presas (pequeños peces y decápodos) a la reducción en la densidad y biomasa de *Z. capricorni*. Estos autores encontraron que la abundancia de presas disminuyó significativamente en áreas con menos densidad y biomasa de pastos. Resultados similares fueron los que encontraron Edgar y Robertson (1992) al analizar la influencia de la estructura de los pastos sobre la abundancia de fauna en una pradera de *Amphibolis antarctica* y *A. griffithii*. En este

último caso, las variaciones más notables fueron para la fauna asociada a las hojas de los pastos como moluscos y pequeños crustáceos (anfípodos). Ansari *et al.* (1991) encontraron que la abundancia relativa de poliquetos, anfípodos e isópodos estuvo estrechamente relacionada con la biomasa de pastos en una pradera de *Talassia hemprichi* y *Cymodocea* sp. Por su parte, Heck y Thoman (1984) hicieron un estudio sobre el papel de las praderas de *Ruppia maritima* de la Bahía de Chesapeake como áreas de refugio para especies de importancia comercial, y encontraron que las praderas de esta localidad constituían una importante zona de refugio para grandes poblaciones de juveniles de especies comercialmente importantes como la jaiba azul *Callinectes sapidus* y el camarón café *Penaeus aztecus*, y concluyeron que una disminución o pérdida de pastos en esas áreas produciría una disminución en las poblaciones adultas de éstas y otras especies importantes.

Otro de los factores que influye de forma importante en la definición de la estructura y composición de especies de fauna en una pradera marina es la morfología o arquitectura de las plantas (Horinouchi y Sano 1999), ya que ofrece un alto número de microhábitats (hojas, tallos, rizomas) y espacio disponible para que ciertas especies se establezcan, se alimenten o simplemente se protejan de depredadores. Edgar y Robertson (1992) encontraron que la epifauna asociada con plantas de *Amphibolis* podía dividirse en tres grupos principales: el grupo de especies asociadas con las epífitas, el cual tuvo una fuerte influencia de la biomasa de epífitas; el grupo asociado con las hojas, que dependió de la presencia de éstas, y el de especies posiblemente más asociadas con los tallos, el cual aumentó su abundancia después de que se removió cierta densidad de hojas.

Las anteriores características estructurales tanto de la pradera marina (biomasa y densidad) como de los haces vegetativos (área y tamaño de la hoja) pueden presentar variaciones temporales importantes en función tanto de factores ambientales como biológicos (Gilbert y Clark 1981), las cuales a su vez, pueden tener repercusiones importantes sobre la fauna, como lo demuestra el estudio realizado por Nakaoaka *et al.* 2001, quienes encontraron que aunque en general los cambios estructurales de la fauna no tuvieron relación con los de la flora, los de algunas especies en particular si presentaron dicha relación, especialmente aquellas en estrecha asociación con la estructura foliar de los haces como hojas y tallos.

De esta forma, además de ofrecer múltiples hábitats para distintos grupos o especies, la morfología de los haces juega un papel muy importante en la definición de las características físicas y ambientales de la pradera, las cuales finalmente tendrán un efecto importante sobre especies animales que aunque no estén estrechamente relacionadas a las plantas, utilizan las praderas como áreas de protección y alimentación (Bell *et al.* 1988).

I.2.- OBJETIVOS

General:

Describir la composición y variación temporal en la estructura de la comunidad epifaunal asociada a una pradera de *Zostera marina* en El Chute, Bahía Falsa.

Particulares:

1. Determinar la estructura de la comunidad epifaunal (abundancia, biomasa, riqueza, diversidad y dominancia).
2. Determinar la variación temporal en la estructura de la comunidad.
3. Determinar la relación entre esta variación y la de densidad y biomasa de *Z. marina*.

II.- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Bahía San Quintín se localiza en la costa noroccidental de Baja California ($30^{\circ} 24' - 30^{\circ} 30' \text{ N}$, $115^{\circ} 57' - 116^{\circ} 01' \text{ W}$), 300 km al sur de la frontera con los Estados Unidos (Fig. 1). El área total de la bahía es de aproximadamente 40 km^2 al Nivel Medio del Mar. Se divide en dos brazos orientados en dirección NW, el brazo Oeste conocido como Bahía Falsa tiene aproximadamente 5.6 km de largo y consiste de una plataforma submarina somera, mientras que el brazo Este llamado Bahía San Quintín, con una extensión aproximada de 11.5 km de largo, se caracteriza por un fondo más irregular con un canal de 10 m en su primer tercio (Osorno-Velazquez 2000). La profundidad promedio de la mayor parte de la bahía es de dos a tres metros, excepto en los canales de navegación, donde llega a tener hasta 15 m cerca de la boca (Ballesteros-Grijalva y García-Lepe 1993). La bahía tiene una sola conexión con el mar a través de una boca un poco mayor a un kilómetro de ancho y de dos a siete metros de profundidad (Osorno-Velazquez 2000)

La circulación de la bahía se debe principalmente a las mareas, aunque se ve también influenciada por el viento y los gradientes de densidad (Monreal-Gómez 1980). El intercambio de agua con el océano adyacente es muy intenso, llegando a tener un recambio casi total en menos de 11 días para el caso de Bahía San Quintín y en cuatro días para el caso de Bahía Falsa (Camacho-Ibar *et al.* 1999).

Las mareas son mixtas y semidiurnas con una amplitud máxima de dos metros (Godin 1988). La costa adyacente es una zona de surgencias, las cuales ocurren

principalmente entre mayo y agosto, y las aguas emergidas son llevadas al interior de la bahía por corrientes de marea (Alvarez-Borrego y Alvarez-Borrego 1982).

El área posee clima árido. Durante el invierno se observa precipitación con un promedio de $5-10 \text{ cm}^3 \text{ año}^{-1}$. Durante primavera y verano existen vientos intensos del Noroeste, cuya variación es diurna y tiene magnitudes de hasta 35 km h^{-1} (Del Valle-Lucero 1979).

En general, ambos brazos presentan una alta proporción de fondos lodosos con una gran abundancia de *Zostera marina* cubriendo aproximadamente el 25% del fondo de la laguna (Ibarra-Obando y Huerta-Tamayo 1987). Esta vegetación está mejor desarrollada en la parte media de la bahía, sobre planicies cubiertas con aproximadamente 0.3 y 0.9 metros de agua durante mareas bajas (Poumian-Tapia e Ibarra-Obando 1999). Existe también una abundante flora de marismas a lo largo de las márgenes bajas sujetas al flujo de la marea, representada por especies como *Spartina* sp. y *Salicornia* sp. (Dawson 1962).

La fauna esta representada principalmente por organismos invertebrados que viven en el fondo lodoso de la laguna. Entre ellos los más abundantes son los anélidos, poliquetos, anfípodos, pequeños cangrejos y otros crustáceos, oligoquetos, moluscos, tunicados y otros que viven asociados a las raíces de los pastos (Barnard 1962a). Elasmobranquios como rayas y tiburones llegan a entrar ocasionalmente a la bahía en busca de alimento (Rosales-Casian 1996). La presencia de lobos marinos permite suponer que los peces son relativamente abundantes en el área (Calderón-Aguilera 1982).

La obtención de las muestras para el presente trabajo se llevó a cabo en el campo pesquero denominado "El Chute", Bahía Falsa (Fig. 1), como parte de un proyecto financiado por CONACyT denominado "Estructura y funcionamiento de una pradera de *Zostera marina* L. por medio de índices y modelos matemáticos" (0263N9107 y 3875-T).

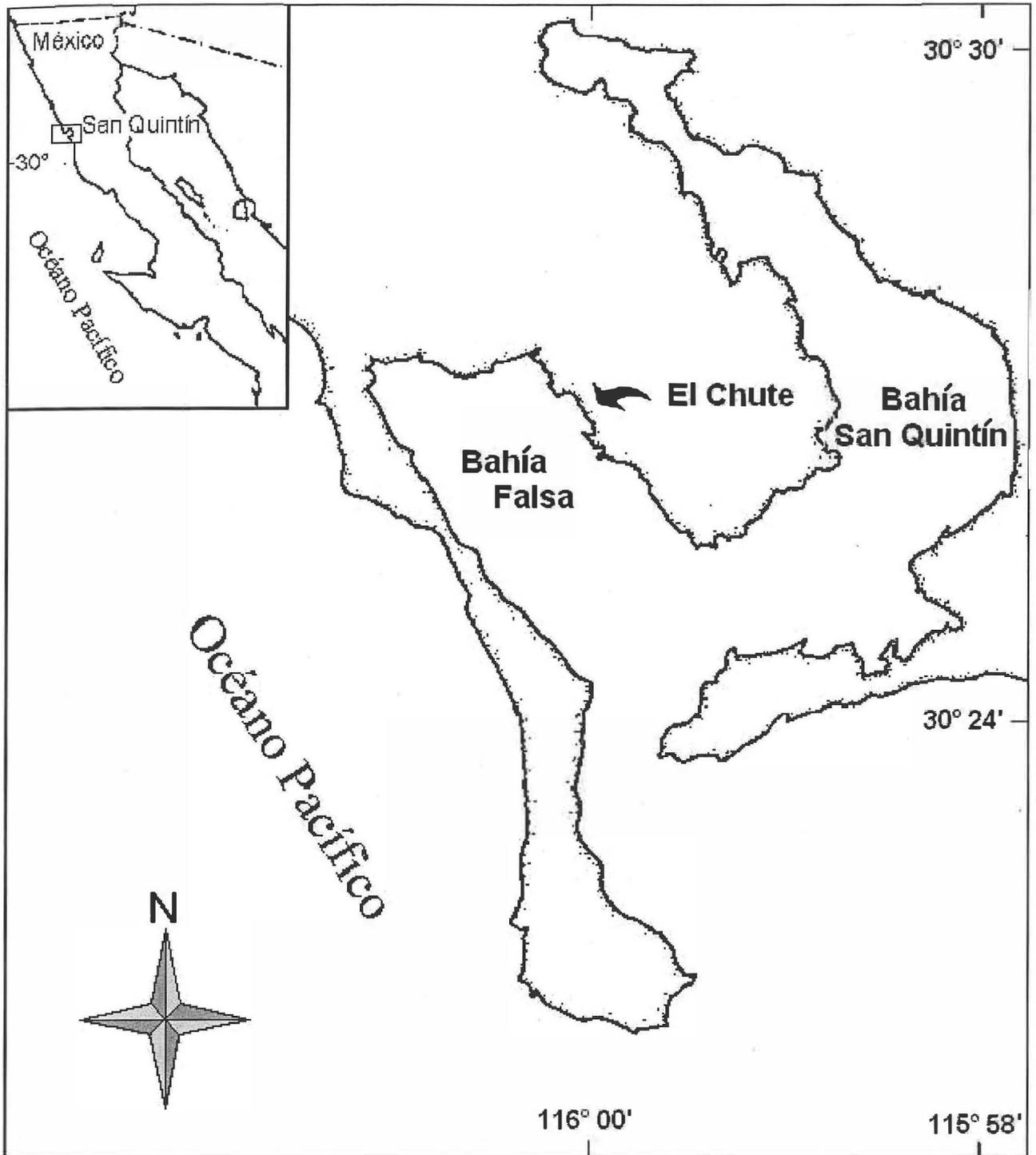


Figura 1.- Ubicación del sitio de muestreo.

III.- MATERIAL Y MÉTODOS

III.1.- Campo

Los muestreos se realizaron de abril a noviembre de 1993, durante mareas altas y con la ayuda de una lancha con motor fuera de borda.

La colecta de las muestras se hizo mediante arrastres con una red de trineo con marco metálico de 0.4 X 0.5 metros (Calderón-Aguilera, com. pers.), provista de deslizadores y un copo con luz de malla de 1.0 mm. La duración de cada arrastre fue de aproximadamente un minuto a una velocidad constante (1 nudo), cubriendo un área aproximada de 15.5 m², la cual se calculó usando los datos de velocidad y tamaño del marco de la red. Después de subir la red a la embarcación, el material biológico fue colocado en cubetas de plástico de 20 litros. Una vez en tierra, las muestras se fijaron en formol al 10% y se trasladaron al laboratorio (Escoto-Rodríguez 1996).

Las muestras disponibles para este trabajo corresponden a las de los meses de abril, mayo, julio, agosto, octubre y noviembre, considerando de esta forma dos muestras de primavera, dos de verano y dos de otoño.

III.2.- Laboratorio

La metodología para el procesamiento del material fue la siguiente: los tallos y hojas de *Zostera marina*, así como los diferentes tipos de algas recolectadas, se enjuagaron en una cubeta con agua dulce, pasando a otra para un segundo enjuague y si era necesario a una tercera cubeta, hasta asegurarse de que ningún organismo permanecía entre los vegetales (Escoto-Rodríguez 1996).

El material que quedó en las cubetas se pasó por un juego de dos tamices de luz de malla de 2.0, y 1.0 mm. El material contenido en el tamiz de 1.0 mm, se enjuagó nuevamente, con el fin de eliminar pequeños trozos de pasto o algas. Los crustáceos más pequeños se recogieron de la superficie del agua con una pequeña red, aprovechando la diferencia de densidades (Escoto-Rodríguez 1996), mientras que el resto de los especímenes fue separado manualmente con pinzas de disección.

Los organismos fueron colocados en frascos de vidrio debidamente etiquetados, y se conservaron en alcohol isopropílico al 70%.

La separación de las especies y conteo de organismos se realizó con la ayuda de un microscopio estereoscópico. Simultáneamente, se escogieron los animales menos dañados para identificar las especies, lo cual se hizo utilizando un microscopio estereoscópico, un microscopio compuesto y claves taxonómicas para cada grupo: anfípodos (Barnard 1954, 1962b, c, 1964, 1965, 1971), poliquetos (Hartman 1968, Fauchald 1977, Reish y Fauchald 1977), moluscos (Keen 1971, Dance 1974, Abbott 1974), carídeos (Chace 1972, Brusca 1980), picnogónidos (Brusca 1980), peces (Miller y Lea 1972), isópodos (Menzies y Barnard 1959, Menzies 1962, Brusca 1980) y braquiópodos (Brusca 1980).

El conteo de los grupos o especies más abundantes (anfípodos y *A. dubiosa*) se hizo sobre una fracción de la muestra, extrapolando posteriormente a la muestra completa. En el caso de los anfípodos, la cantidad de organismos en cada muestra varió notablemente, por lo que el número de veces que ésta se fraccionó fue diferente. En la fracción determinada se contó número de especies y organismos. Con respecto a *Assimineia dubiosa*, se separaron los organismos de un mismo tamaño (los que

pasaron a través de un tamiz de 1 mm y quedaron en uno de 0.5 mm), se hicieron 10 grupos de 100 individuos seleccionados al azar y se pesaron obteniendo un peso promedio de 0.23 ± 0.004 g (DE). Posteriormente se pesaron las muestras completas y se estimó el número de organismos en cada una a través del peso. La proporción promedio de conchas vacías en estas muestras fue de 0.003% (0.3 en cada grupo), por lo que el sesgo debido a la presencia de conchas vacías puede considerarse pequeño.

Una vez contados e identificados los organismos, se obtuvo el Peso Seco Libre de Cenizas (PSLC)¹ como una medida de biomasa (B)². En el caso de los peces esto se hizo de la siguiente forma: se pusieron a secar las muestras en cápsulas de porcelana y/o contenedores de aluminio limpios y previamente llevados a peso constante en un horno a 105 °C durante 4 h. Una vez que los contenedores secos se pesaron, se colocaron de 5 a 10 g de material (organismos) en cada contenedor y se llevaron a un horno a 105 °C durante un periodo de 12 a 24 h, obteniendo así el Peso Seco (PS)³. Se eligió esta temperatura de secado para evitar la pérdida de componentes volátiles observada a temperaturas más altas (Giese 1967). Posteriormente, y después de haberlos pesado nuevamente, los contenedores con las

1 $PSLC = P_0 - P_b$, donde: P_0 = Peso del contenedor con la muestra seca

P_b = Peso del contenedor con las cenizas

2 $B = D(\sum PSLC/n)$, donde: D = Densidad de los individuos

$\sum PSLC$ = Suma de los pesos secos libres de ceniza de los organismos

3 $PS = P_0 - P_c$, donde: P_0 = Peso del contenedor con la muestra seca

P_c = Peso del contenedor vacío

muestras se pasaron a la mufla, donde permanecieron de 4 a 6 horas a una temperatura de 500 °C. Finalmente, los contenedores se volvieron a pesar para obtener el peso de las cenizas. Tanto el periodo de secado como el de calcinación varió dependiendo del tamaño y tipo de material (Brower y Zar 1977). En el caso de organismos muy grandes como peces y nudibranquios, éstos se fraccionaron en trozos lo más pequeños posible para asegurar un buen secado. Para la calcinación de estos mismos organismos o de aquellos muy abundantes, después de homogeneizar completamente la muestra (moliéndola en una licuadora), se sacaron de 4 a 5 submuestras, las cuales se calcinaron obteniendo un peso promedio de cenizas para posteriormente extrapolar a la muestra completa.

Los procesos de secado y calcinación necesarios para la estimación de biomasa como PS o PSLC implican tanto la destrucción de los especímenes como un considerable consumo de tiempo (Holme y McIntyre 1984), sobre todo cuando las muestras son muy grandes o cuando se tienen muchas especies representadas por pocos individuos, como fue el caso de este trabajo, por lo que se decidió usar factores de corrección para estimar PSLC a partir de Peso Húmedo (PH) o PS (Ricciardi y Bourget 1998, Waters 1977). En el caso de los peces, se hizo la estimación directa por no contar con factores de corrección para este tipo de organismos.

Las muestras que se utilizaron en este análisis tenían largo tiempo de estar almacenadas y conservadas en formol, por lo que se decidió calcinar las especies más abundantes para verificar la concordancia entre los valores de PSLC estimados a través de factores de corrección y los estimados directamente.

III.3.- Análisis de datos

La riqueza de especies se consideró simplemente como el número de especies presentes en cada muestra (S), se eligió esta medida debido a que los índices para calcular riqueza se ven afectados por la abundancia en cada muestra, y en este caso hubo una gran variabilidad en el número de individuos por muestra. Se calcularon las abundancias relativas y las densidades para cada una de las muestras. La biomasa se estimó como gramos de PSLC por arrastre y por m². Se calculó la producción anual de cada grupo utilizando la ecuación de regresión $P:B^4$ desarrollada por Robertson (1979). La diversidad se calculó mediante los números de diversidad de Hill⁵ (1972). Estas medidas de diversidad se eligieron debido a que involucran los dos índices más usados en la literatura relacionada con el tema (el índice de Shannon-Weaver y el de Simpson), los cuales se ven afectados por distintas características muestrales como son tamaño de muestra y número de organismos en cada muestra, de forma que al involucrar los dos índices se busca minimizar el sesgo en la estimación de la diversidad. El grado de importancia o dominancia de las especies se estimó utilizando el Índice de Valor de Importancia (I. V. I.)⁶ (Krebs 1985), que combina tres

⁴ $\log_{10} P/B = 0.66 - 0.726 \log_{10} L$, donde: $P =$ Producción anual (g PSLC m⁻² año⁻¹),
 $B =$ Biomasa anual promedio (g PSLC m⁻²) $L =$ Ciclo de vida en años

⁵ $N0 = S$; $N1 = e^{H'}$; $N2 = 1/\lambda$, donde: $S =$ # de especies $H' =$ Índice de Shannon
 $\lambda =$ Índice de Simpson

⁶ $I.V.I. = \%N + \%F + \%B$, donde: $\%N =$ Abundancia relativa, $\%F =$ Frecuencia relativa
 $\%B =$ Biomasa relativa

características determinantes del grado de importancia de una especie dentro de una comunidad (abundancia, frecuencia y biomasa).

Para identificar posibles grupos de muestras que facilitaran la interpretación de los resultados, se hizo un análisis de clasificación por conglomerados para matrices completas y depuradas tanto de abundancias totales como de presencia-ausencia y biomasa. En este análisis se utilizó la técnica UPGMA⁷ y el índice de asociación de Bray-Curtis (Clarke y Warwick, 1994). Posteriormente, para evaluar la consistencia de los grupos identificados a través de los dendogramas, se realizó un análisis de ordenación mediante un Análisis Multidimensional no Métrico (NMDS)⁸ (Ludwing y Reynolds, 1988). Para ambos casos, los datos de abundancias totales se transformaron utilizando raíz cuarta de n con la finalidad de disminuir la variación entre los valores y de poder cambiar posteriormente la escala de las unidades de medida en caso necesario (Clarke y Green, 1988). Las matrices se depuraron eliminando especies presentes en una sola muestra ($F < 16\%$) y en abundancias relativamente bajas (menos del 0.001% de la abundancia total de la muestra) (Stephenson y Cook 1980).

⁷ UPGMA = Unweighted Pair-Group Method using Averages. Es una de las técnicas de agrupación que se usan en los análisis de clasificación. El algoritmo de esta técnica utiliza las medias aritméticas no ponderadas para la asociación de muestras dentro de un grupo.

⁸ NMDS = Non-metric Multidimensional Scaling. Técnica de ordenación introducida por Shepard (1962) y Kruskal (1964). Esta técnica representa en un mapa, generalmente bidimensional, la concordancia entre las distancias y similitudes (expresadas en rangos) de las muestras analizadas. Si la concordancia es buena, la ordenación dará como resultado un esquema sencillo que representará la proximidad de la composición de especies entre cualquier par de muestras. El éxito de la concordancia es medido por el coeficiente de estrés, cuyo valor refleja la magnitud a la cual las dos series de rangos (distancia y similitud) no concuerdan, es decir, un estrés bajo indica que la distancia entre dos muestras en el mapa realmente representa su similitud en composición de especies, mientras que un estrés alto indica que la similitud entre dos muestras puede no estar exactamente representada por la distancia en el mapa.

Las posibles variaciones temporales se identificaron mediante comparaciones entre estaciones del año establecidas *a priori*, utilizando un análisis de similitud (ANOSIM)⁹ de dos vías anidado a un nivel de confianza de 0.05 (Clark y Warwick 1994), en el que los meses se anidaron dentro de las estaciones o épocas del año. Las hipótesis a probar con este análisis fueron las siguientes: H_0 : No hay diferencias entre estaciones del año y, H_1 : por lo menos una de las estaciones del año es diferente. En el caso de análisis univariados, la falta de repeticiones no permitió hacer comparaciones estadísticas entre estaciones del año.

Aunque los anteriores análisis se realizaron utilizando niveles taxonómicos tan bajos como género y especie, la identificación de los especímenes a estos niveles con frecuencia requiere una considerable inversión de tiempo, sobre todo cuando se involucran varios grupos o comunidades faunísticas y los recursos necesarios para su identificación (equipo y recursos humanos) son escasos o difíciles de conseguir. Considerando esto y el hecho de que no se pierde información cuando se trabaja con niveles taxonómicos más altos (Clark y Warwick 1994), se hizo una comparación de los resultados obtenidos mediante las técnicas multivariadas (clasificación y ordenación) a diferentes niveles taxonómicos (clase, orden y familia) con la finalidad de verificar si realmente no hay una pérdida de información, de tal forma que en investigaciones futuras se ahorre tiempo en la identificación taxonómica de los especímenes.

⁹ ANOSIM = Análisis de similitud. Es una prueba no paramétrica análoga al análisis de varianza (ANOVA). La decisión de esta prueba se basa en la comparación de los valores calculados para una serie de grupos formados al azar y los valores calculados para los grupos originales establecidos *a priori*. Si los valores del estadístico para los grupos formados al azar son similares al valor del estadístico calculado para los grupos originales, entonces no hay evidencia de que los grupos originales sean biológicamente distintos, es decir, no se puede rechazar la hipótesis nula (no diferencias entre grupos) al nivel de confianza previamente establecido.

Para determinar la existencia de alguna relación entre los patrones de los descriptores comunitarios y los de biomasa y densidad de *Z. marina*, se aplicó un análisis de correlación por rangos de Spearman¹⁰ (Zar 1996). Los datos de biomasa y densidad de *Z. marina*, así como los de salinidad y temperatura fueron extraídos de trabajos previos (Ibarra-Obando *et al.* en prep.). Los valores de salinidad y temperatura variaron poco a lo largo del año (de 31 a 34.5 ppm y de 16.3 a 20.6 °C, respectivamente), por lo que no se analizarán las relaciones de los descriptores comunitarios con estas dos variables.

¹⁰ $r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n^3 - n}$, donde: d_i = Diferencia entre los rangos de X e Y

IV.- RESULTADOS

IV.1.-Descriptores bióticos

Durante el periodo de muestreo se realizaron seis arrastres obteniendo en promedio $52\ 836 \pm 16\ 703$ (SE) organismos por arrastre, los cuales se clasificaron en 74 taxa pertenecientes a cuatro grupos taxonómicos (Anexo A). Los grupos con mayor número de especies fueron los poliquetos y crustáceos sumando el 65% de la riqueza total. De los 317 015 organismos recolectados, el mayor número fue para los moluscos, quienes contribuyeron con el 71% del total, y el número más bajo fue para los peces (0.3%). Con respecto a la biomasa total en Peso Húmedo (PH), los moluscos y poliquetos fueron los grupos con mayor y menor contribución (45 y 0.2%, respectivamente), mientras que en Peso Seco Libre de Cenizas (PSLC) la mayor y menor aportación fueron la de los peces y poliquetos, quienes contribuyeron con un 36.7 y 0.2%, respectivamente (Tabla I).

Tabla I.- Valores de los descriptores comunitarios para cada grupo. Todos los valores corresponden al total (seis arrastres).

Grupo	Riqueza		Abundancia		Biomasa (g)			
	N0	%	N	%	PH	%	PSLC	%
Poliquetos	24	32.5	28 55	0.9	7.1	0.2	0.44	0.2
Crustáceos	24	32.5	88 981	28	746	33	87.5	36.6
Moluscos	18	24.3	224 672	71	1006	45	63.6	26.5
Peces	8	10.8	507	0.3	487	22	87.9	36.7
Total	74		317 015		2247.7		239.5	

En el caso de la biomasa en PSLC, la dominancia de los moluscos disminuyó considerablemente debido a que se eliminó el peso aportado por las conchas, lo cual

permitió que otras especies no tan abundantes pero de mayor tamaño como los peces, tuvieran una mayor contribución a la biomasa total y que los valores entre especies y entre grupos fueran más uniformes.

En general, cuando se trabaja con especies que tienen varios tipos de esqueletos, conchas y contenidos de sílice y calcio, el peso húmedo y aún el peso seco pueden ser de poco valor comparativo debido a la gran contribución de estas estructuras al peso del animal, en tales casos el uso de PSLC es una medida más adecuada para dichas comparaciones.

De los 74 taxa registrados, la mayor abundancia fue para *Assimineia dubiosa* (molusco) quien contribuyó con el 70% de la abundancia total (Anexo B1). En cuanto a densidad promedio, las especies con mayor número de organismos por metro cuadrado fueron *A. dubiosa* (2 395 indiv m⁻²) y *Hyale nigra* (226 indiv m⁻²) (Anexo B2). La especie con mayor biomasa en peso húmedo fue *Hippolyte californiensis* (26%) seguida por *A. dubiosa* (23%) (Anexo B3). La mayor biomasa en PSLC, fue para las mismas especies, sólo que en este caso *A. dubiosa* disminuyó considerablemente su biomasa de 23 a 15%, mientras que la biomasa de *H. californiensis* aumentó de 26 a 32% (Anexo B4).

De acuerdo con el I.V.I., la comunidad analizada se caracterizó por presentar un alto grado de dominancia, ya que de los 74 taxa registrados *A. dubiosa* e *H. californiensis* fueron los más importantes (Fig. 2). La dominancia de *A. dubiosa* se debe principalmente a su abundancia, ya que aunque presenta menos de la mitad de biomasa que *H. californiensis*, es considerablemente más abundante que ésta (Anexo B5).

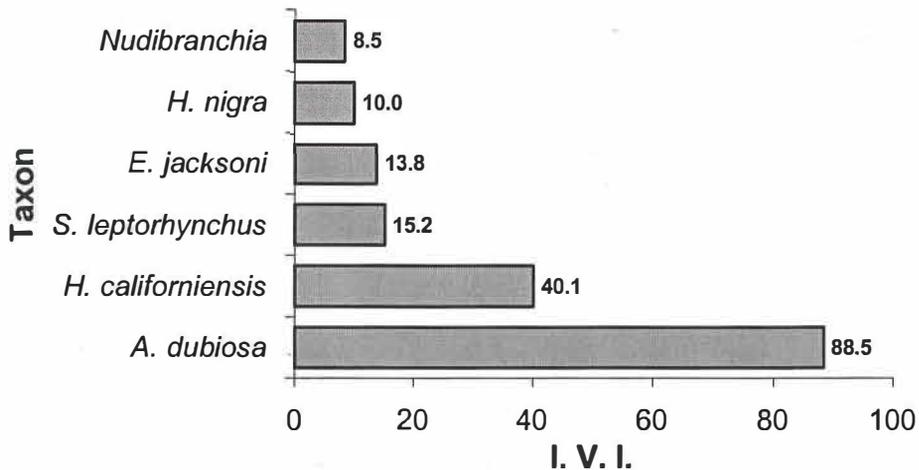


Figura 2.- Dominancia general de cada especie, estimada con el Índice de Valor de Importancia. El mayor grado de dominancia corresponde a *A. dubiosa*

IV.2.-Relaciones faunísticas entre muestras

El análisis de clasificación para el establecimiento de las relaciones faunísticas entre las muestras de las distintas estaciones del año utilizando la matriz completa de abundancias totales muestra la existencia de dos grupos (Fig. 3a). Al aplicar una línea de corte a un grado de similitud de 75% al dendograma resultante, se obtiene un primer grupo correspondiente a la primavera (P), formado por las muestras de abril y mayo, y un segundo grupo correspondiente al verano (V), formado por las muestras de julio y agosto, mientras que las muestras de octubre y noviembre forman ramas separadas. El análisis de ordenación para validar la existencia de estos dos grupos muestra una gran separación entre las muestras de cada uno de ellos (Fig. 3b), lo que nos indica que estos grupos no son tan reales y ello posiblemente se deba a que las especies "raras" tienen un efecto importante sobre la similitud entre muestras.

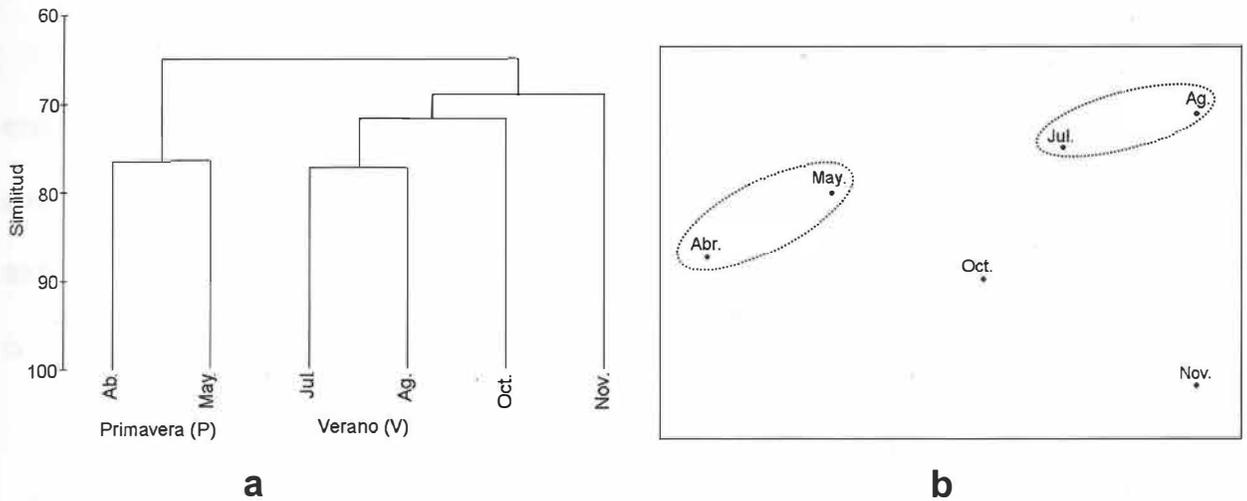


Figura 3. a) Relaciones faunísticas entre muestras utilizando la matriz de abundancias totales. **b)** Validación de la existencia de los grupos anteriores.

Para comprobar la existencia de dicho efecto se hizo el mismo análisis con una matriz de presencia-ausencia, en cuyo caso, se observa el mismo esquema (fig. 4a), sólo que en este caso la cohesión entre las muestras de cada grupo es relativamente alta (Fig. 4b), lo que indica que la presencia de las especies "raras" influye de forma importante en la definición de los grupos.

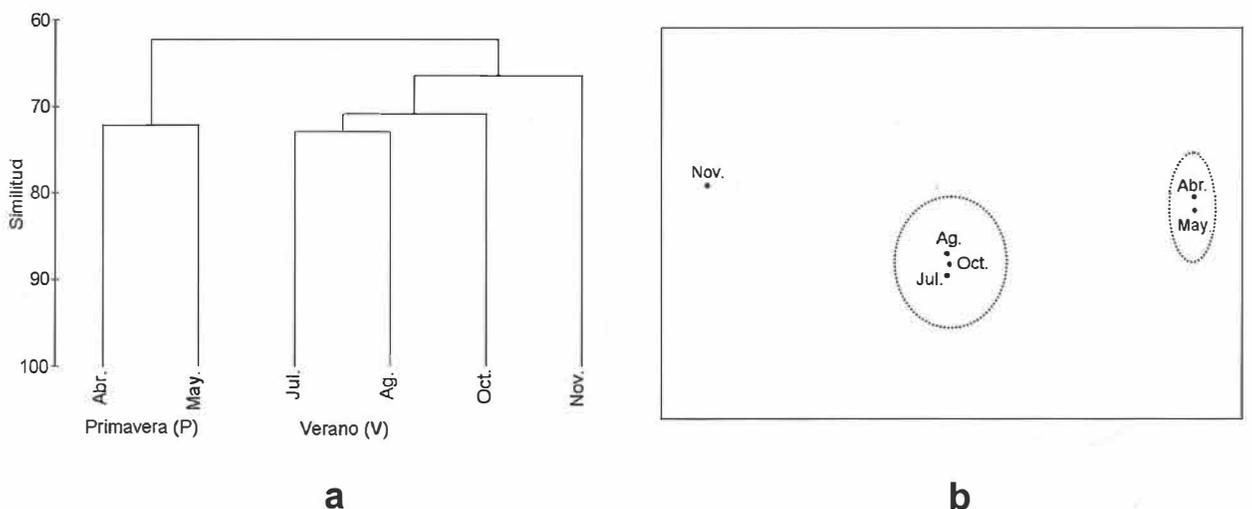


Figura 4. a) Relaciones faunísticas entre muestras utilizando la matriz de presencia-ausencia. **b)** Validación de la existencia de los grupos anteriores.

Al utilizar la matriz de abundancias totales depurada, las relaciones faunísticas entre muestras fueron mejor definidas en cuanto a estaciones del año (Fig. 5a), en este caso se forman grupos correspondientes a cada una de las estaciones, donde la mayor similitud corresponde a las muestras de verano (80%). El NMDS muestra mayor cohesión entre los grupos definidos por el dendrograma anterior (Fig. 5b).

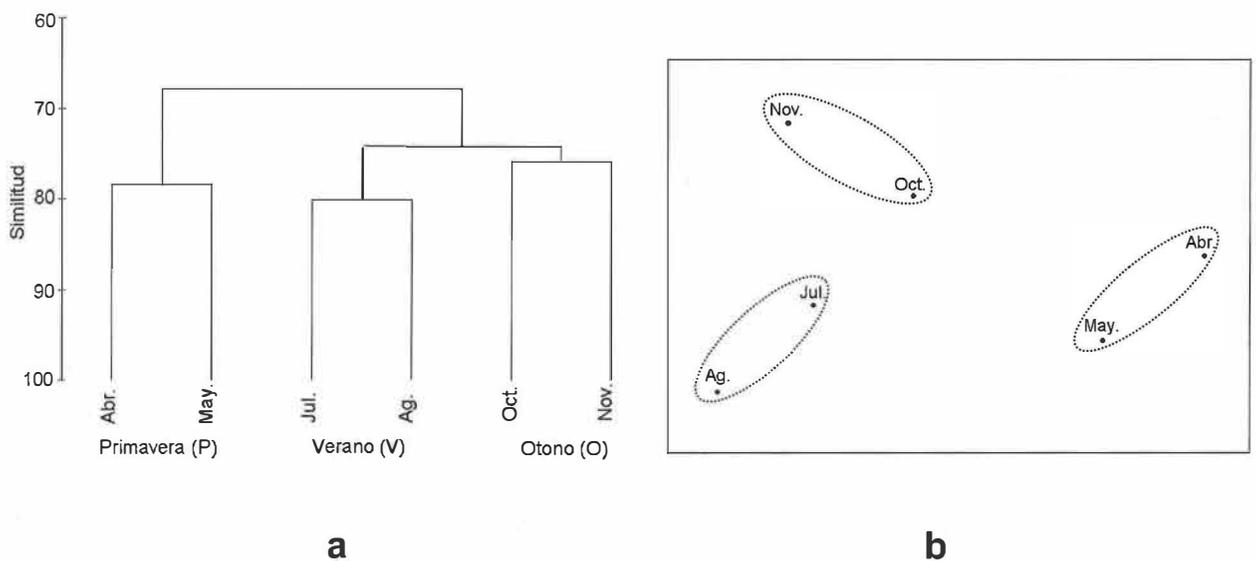


Figura 5. a) Relaciones faunísticas entre muestras utilizando la matriz depurada de abundancias totales b) Validación de la existencia de los grupos anteriores.

El análisis de clasificación aplicado a la matriz depurada de biomazas totales (PSLC) muestra únicamente un grupo. Aplicando una línea de corte a un grado de similitud del 75%, se observa un grupo formado por las muestras de julio y agosto, mientras que el resto de las muestras forman ramas separadas (Fig. 6a). En este caso, la contribución de *A. dubiosa* disminuyó notablemente mientras que la de *H. californiensis* y otras especies de abundancia baja pero de tamaño corporal grande

(peces y nudibranquios) aumentó de forma importante permitiendo una mayor uniformidad entre los valores de biomasa de cada especie. Aunque en el dendograma anterior, las muestras de abril y mayo aparecen en una misma rama (lo cual se debe a su composición faunística, fig. 4b), sus valores de biomasa difieren notablemente (30.6 y 76.5 g PSLC arrastre⁻¹ respectivamente), por lo que en el esquema resultante del análisis de ordenación aparecen muy separadas (Fig. 6b).

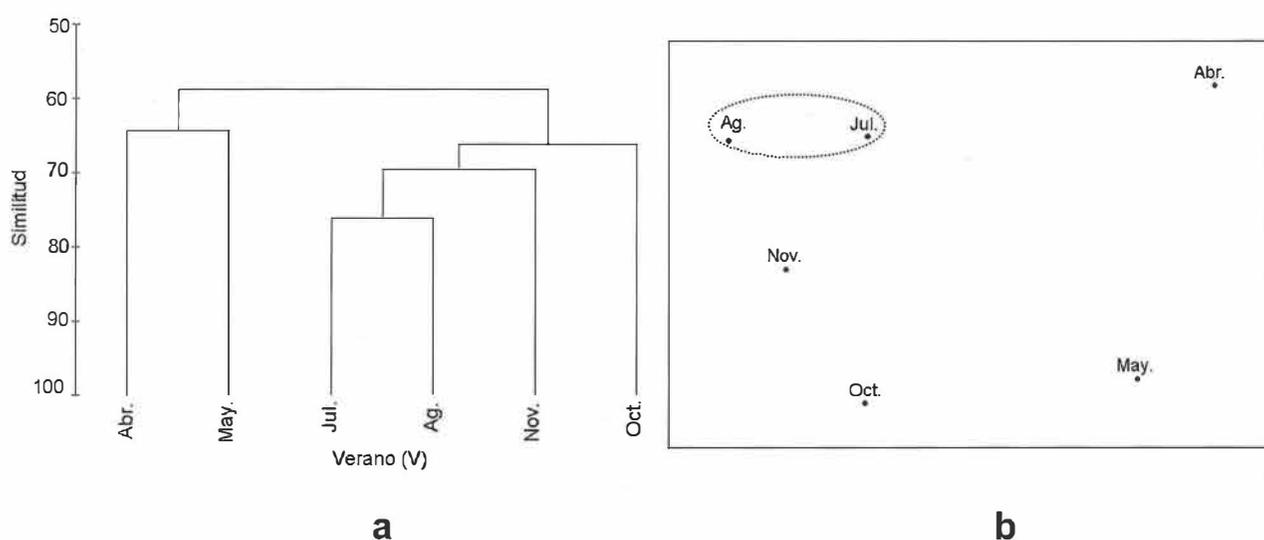


Figura 6. a) Relaciones faunísticas entre muestras utilizando la matriz depurada de biomazas (g PSLC) **b)** Validación de la existencia de los grupos anteriores.

En el proceso de depuración de las matrices, se eliminaron 24 especies, lo que corresponde a un 32% del total, las cuales constituían sólo un 0.03% de la abundancia total, y un 3.7% de la biomasa total.

Con respecto a los análisis realizados a niveles taxonómicos más altos, se encontró que los esquemas obtenidos a nivel de clase y orden difieren del obtenido a

nivel de especie, mientras que el esquema obtenido a nivel de familia es muy similar al obtenido a nivel de especies (Fig. 7).

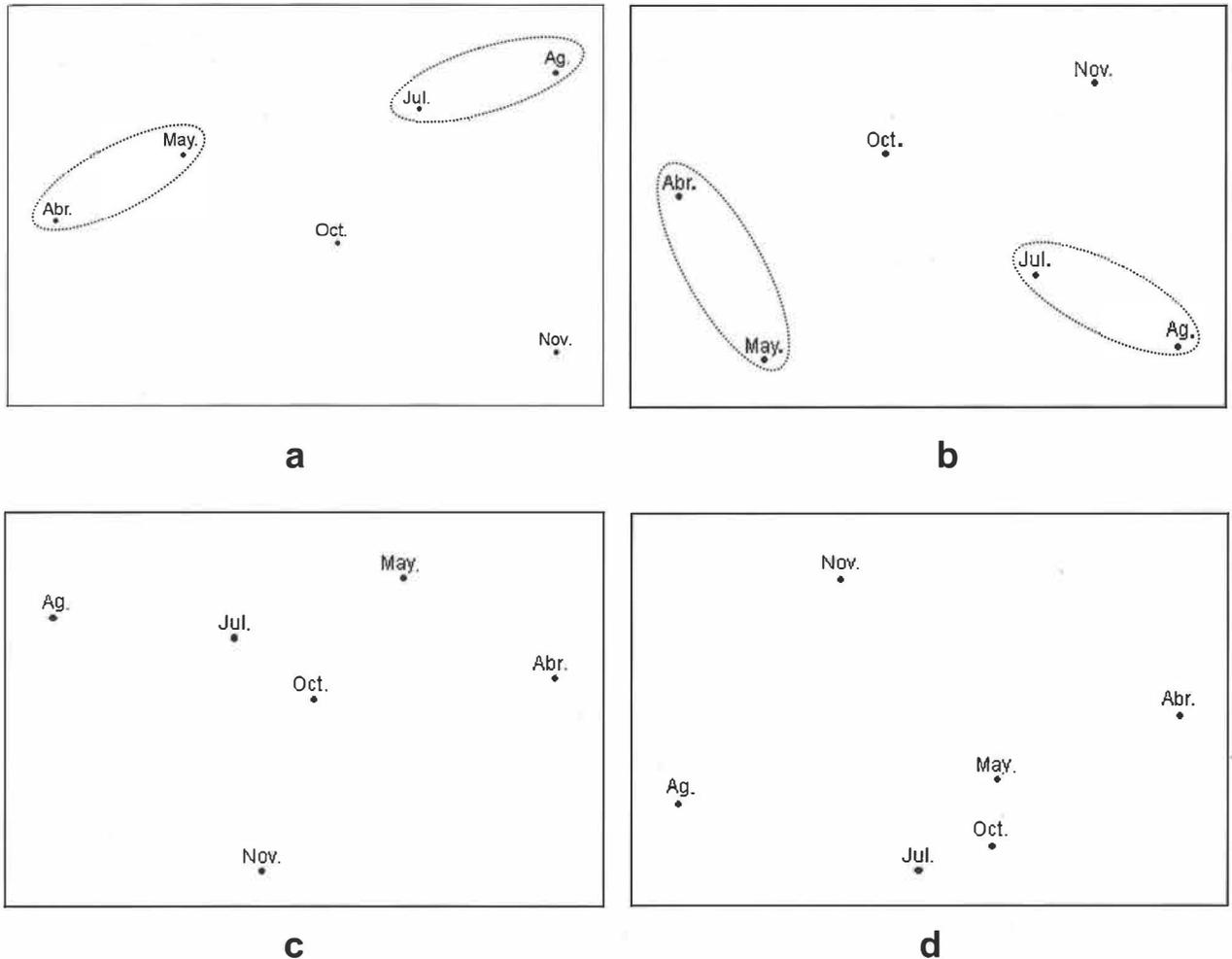


Figura 7. Relaciones faunísticas entre muestras a diferentes niveles taxonómicos. a) especie, b) familia, c) orden, d) clase.

Las diferencias observadas en el esquema obtenido a nivel de clase se deben a que cada clase está representada por un considerable número de especies (de 7 a 24 spp.), cuyas tendencias o patrones de abundancia y biomasa pueden variar notablemente. A nivel de orden, aunque la mayoría está representado por un número

menor de especies, aún quedan algunos (Amphipoda, Phylodocida y otros) que están representados por un número considerable de especies que difieren en abundancia y biomasa. Finalmente, la concordancia entre los esquemas obtenidos a nivel de familia y especie se atribuye a que la mayoría de las familias están representadas por una o dos especies, lo que significa que las tendencias o patrones mostrados por las especies pueden apreciarse igual o de forma más clara a nivel de familia.

IV.2.1-Especies determinantes de similitud y disimilitud entre estaciones del año

Aunque el número de taxa involucrados en el análisis fue alto y los cambios temporales en abundancia y biomasa de cada uno de estos taxa fueron complejos, básicamente dos especies fueron las principales contribuyentes a la similitud entre muestras de cada uno de los grupos determinados mediante los análisis de clasificación y ordenación. Al considerar la abundancia, en general, los grupos primavera (P) y otoño (O) fueron definidos por *A. dubiosa* y *H. californiensis* quienes fueron las especies con mayor número de organismos en estas dos estaciones del año. En el grupo verano (V), *A. dubiosa* contribuyó también de forma importante a la similitud entre muestras, aunque anfípodos del suborden Gammaridea (*Amphilocheus neapolitanus*, *Corophium baconi*, *Erichtonius brasiliensis*, *H. nigra*, *Rachotropis inflata*) tuvieron una participación importante presentando los valores de abundancia más altos durante los meses de esta estación del año (Tabla II).

Tabla II.- Especies que determinan el 50% de la similitud entre muestras de cada grupo considerando la abundancia (indiv arrastre⁻¹).

Grupo	Taxon	Contribución (%)	% acumulado
P (primavera)	<i>A. dubiosa</i>	20.15	20.15
	<i>H. californiensis</i>	10.83	31.33
	<i>E. brasiliensis</i>	5.93	37.26
	<i>C. baconi</i>	5.60	42.86
	<i>R. inflata</i>	5.54	48.4
	<i>A. neapolitanus</i>	5.35	53.75
V (verano)	<i>A. dubiosa</i>	14.05	14.05
	<i>H. nigra</i>	9.14	23.19
	<i>A. plumosa</i>	8.13	31.32
	<i>C. baconi</i>	7.18	38.50
	<i>E. brasiliensis</i>	6.24	44.74
	<i>R. inflata</i>	5.75	50.49
O (otoño)	<i>A. dubiosa</i>	14.25	14.25
	<i>H. californiensis</i>	8.43	22.68
	<i>E. crenulata</i>	7.04	29.72
	<i>H. nigra</i>	6.68	36.40
	<i>A. plumosa</i>	6.20	42.60
	<i>C. baconi</i>	4.81	47.41
	<i>P. bicanaliculata</i>	4.61	52.02

Considerando la biomasa (g de PSLC arrastre⁻¹), aunque especies de mayor tamaño como los peces contribuyeron a la similitud entre muestras, siguen siendo *H. californiensis* y *A. dubiosa* las especies con mayor participación (Tabla III), y esto se debe a que aunque son relativamente pequeñas, sobre todo en el caso de *A. dubiosa*, su abundancia fue considerablemente alta con respecto a la de los peces más abundantes como *Singnathus leptorhynchus*.

Puesto que en ambos casos, *A. dubiosa* e *H. californiensis* contribuyen con el mayor porcentaje a la definición de los grupos debido a su alta y constante abundancia y biomasa, una comparación de similitudes no sería útil para identificar especies que permitan una discriminación entre grupos, por ello se hizo una comparación de disimilitudes promedio para abundancia (Anexo B6) y biomasa (Anexo B7). De acuerdo

con este análisis y considerando la abundancia, la especie que mejor contribuyó a la discriminación entre primavera-verano fue el picnogónido *Nymphon pixellae*, mientras que para primavera-otoño básicamente el isópodo *Paracerceis sculpta* fue la única especie discriminante, y para verano-otoño fue nuevamente *N. pixellae*, aunque en este caso su porcentaje de participación fue bajo y su desviación estándar fue alta, lo que significa que no fue muy constante en la discriminación entre estos dos grupos.

Tabla III. - Especies que determinan el 50% de la similitud entre muestras de cada grupo considerando la biomasa (g PSLC arrastre⁻¹).

Grupo	Taxon	Contribución (%)	% acumulado
P (primavera)	<i>H. californiensis</i>	15.68	15.68
	<i>A. dubiosa</i>	12.98	28.66
	<i>E. jacksoni</i>	11.45	40.11
	<i>S. leptorhynchus</i>	7.77	49.88
	<i>M. gouldii</i>	6.47	56.35
V (verano)	<i>A. dubiosa</i>	10.34	10.34
	<i>H. californiensis</i>	9.23	19.57
	<i>S. leptorhynchus</i>	8.94	28.51
	<i>A. plumosa</i>	5.84	34.35
	<i>H. nigra</i>	5.79	40.14
	<i>C. ios</i>	5.65	45.79
	<i>E. crenulata</i>	4.79	50.59
O (otoño)	<i>H. californiensis</i>	11.09	11.09
	<i>S. leptorhynchus</i>	9.66	20.75
	<i>A. dubiosa</i>	8.46	29.21
	<i>C. ios</i>	7.77	36.98
	<i>A. couthouyi</i>	5.70	42.68
	<i>M. gouldii</i>	5.04	47.72
	<i>E. crenulata</i>	4.53	52.25

En el caso de la biomasa, la especie discriminante entre primavera-verano fue *Hipsoblenius jenkinsi*, quien aunque no contribuyó con un porcentaje alto fue el más consistente presentando la desviación estándar más baja; para primavera-otoño, fue nuevamente *H. jenkinsi*, aunque su aportación en este caso fue mayor, *P. sculpta*

también contribuyó a la discriminación entre estos dos grupos, y aunque su porcentaje de participación no fue muy alto su desviación estándar fue la más baja; y finalmente, para verano–otoño fueron dos especies de peces, *H. jenkinsi* y *Embiotoca Jacksoni*, quienes además de presentar los porcentajes más altos, fueron también los más consistentes (desviaciones estándar bajas).

En general, *A. dubiosa* y *H. californiensis* fueron los contribuyentes más importantes para la similitud entre muestras de cada grupo, mientras que para la discriminación entre grupos, las especies participantes variaron para abundancia y biomasa.

IV.3.-Variaciones temporales de la comunidad

Aunque en los análisis anteriores fue posible identificar agrupaciones de muestras correspondientes a las estaciones del año, las cuales podrían usarse para describir los patrones temporales de la fauna, la heterogeneidad de tendencias presentadas por las especies consideradas en este estudio hace difícil tal generalización, por lo que el análisis se hará considerando los meses de muestreo más que las estaciones del año.

De manera general, los valores más altos para cada uno de los descriptores de la comunidad variaron de un caso a otro. La abundancia, la diversidad y la equidad presentaron su máximo en agosto, mientras que para la riqueza y biomasa el máximo ocurrió en noviembre y mayo, respectivamente (Tabla IV).

Con respecto a las fluctuaciones a lo largo del periodo de muestreo, la abundancia total presentó dos picos, uno en abril y otro en agosto, mientras que el valor más bajo ocurrió en noviembre. La riqueza se mantuvo más o menos constante a lo largo del periodo de muestreo con un notable aumento en el mes de noviembre.

Tabla IV. Valores de los descriptores comunitarios para cada una de las muestras.

	Primavera		Verano		Otoño	
	abril	mayo	julio	agosto	Oct.	Nov.
Abundancia (N)	63 526	45 673	60 734	73 913	46 448	26 721
Riqueza (N0)	27	34	37	37	35	53
Diversidad (N1)	1.50	2.49	4.28	5.08	2.76	4.05
Equidad (J')	0.12	0.26	0.40	0.45	0.29	0.35
Biomasa (B)	30.62	76.47	31.87	19.71	58.89	21.90

La diversidad por su parte, presentó un patrón más definido con valores altos en julio-agosto y bajos en abril-mayo y octubre-noviembre, mientras que la biomasa presentó un pico en mayo y otro en octubre, con valores bajos en los meses restantes (Tabla IV).

La diversidad y la riqueza presentaron patrones parecidos, con una tendencia a aumentar de abril a agosto, disminuyendo ligeramente en octubre y aumentando nuevamente hacia noviembre. Los patrones de diversidad y abundancia contrastan con el de la biomasa, donde los dos primeros presentan valores altos en agosto, mientras que la biomasa presenta valores bajos en este mismo mes.

IV.4.-Variaciones temporales de los principales grupos y especies

Dentro de los crustáceos, el grupo mejor representado fue el de los anfípodos con 15 de las 24 especies identificadas. En general, este grupo presentó un patrón bien definido con abundancias altas en julio-agosto y bajas el resto de los meses. Las especies más abundantes y frecuentes de este grupo fueron *Amphilochus neapolitanus*, *Corophium baconi*, *Erichthonius brasiliensis*, *Hyale nigra*, *Rachotropis inflata* y *Amphitoe plumosa*, las cuales pertenecen al suborden Gammaridea (Fig. 8a). Con respecto a la biomasa, el patrón es igual al de la abundancia (Fig. 8b), sólo que en este caso resalta la participación de especies como *A. plumosa* y *R. inflata*, y disminuye la de especies como *E. Brasiliensis* y *C. baconi*, esto posiblemente se debe a que los organismos de las dos primeras especies son de mayor tamaño que los de las dos últimas.

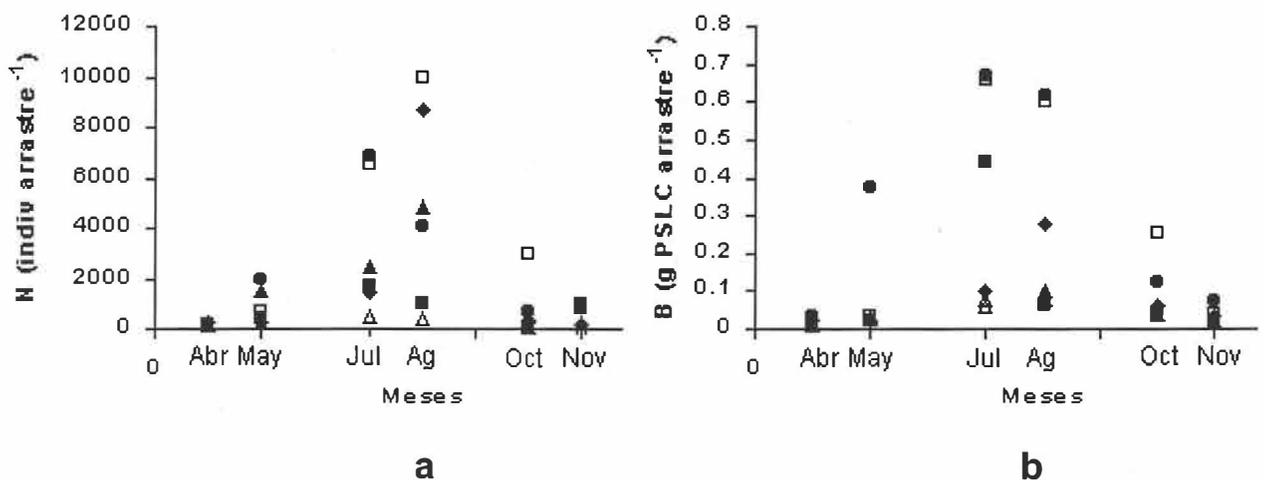


Figura 8. Variación temporal de a) abundancia (N) y b) biomasa (B) de las especies más abundantes y frecuentes de anfípodos. *A. neapolitanus* (Δ), *R. inflata* (■), *C. baconi* (▲), *A. plumosa* (●), *E. brasiliensis* (◆), *H. nigra* (□).

Dentro de este mismo grupo, una de las especies más abundantes y con mayor biomasa fue *Hippolyte californiensis*, que presentó su máxima abundancia en abril, con una marcada disminución en agosto (Fig. 9). El patrón presentado por la biomasa es muy parecido, con valores máximos en julio y octubre. Una característica importante a notar en las tendencias de *H. californiensis* es la aguda disminución en agosto.

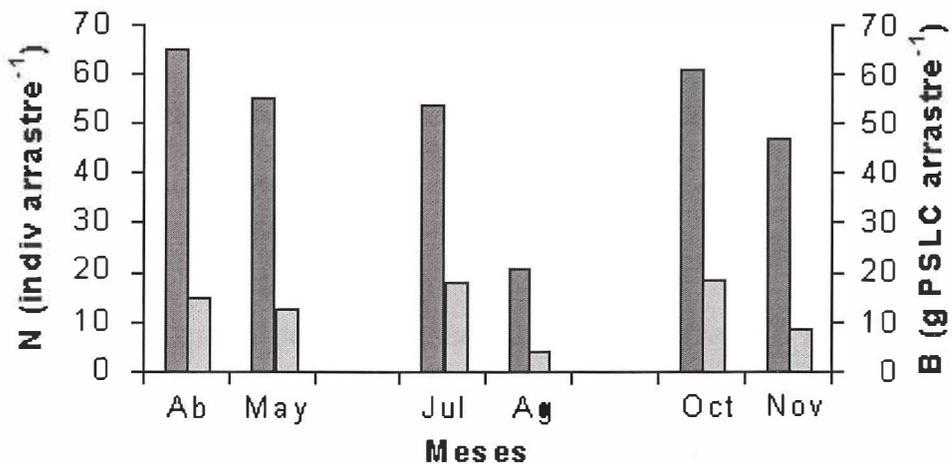


Figura 9. Variación temporal de abundancia (N ■) y biomasa (B ■) de *H. californiensis*. Los valores de abundancia fueron transformados aplicando raíz cuadrada para disminuir la escala.

Los poliquetos fueron otro de los grupos que presentaron patrones de abundancia y biomasa bien definidos, con valores altos en julio-agosto y bajos el resto de los meses. Las cuatro especies más abundantes dentro de este grupo fueron *Platynereis bicanaliculata*, *Polydora cirrosa*, *Exogone lourei*, y *Eulalia bileneata*, de las cuales las dos primeras fueron las más frecuentes apareciendo en todas las muestras. La abundancia y biomasa de *P. bicanaliculata* destaca notablemente de la del resto de las especies (Figs. 10 a y b).

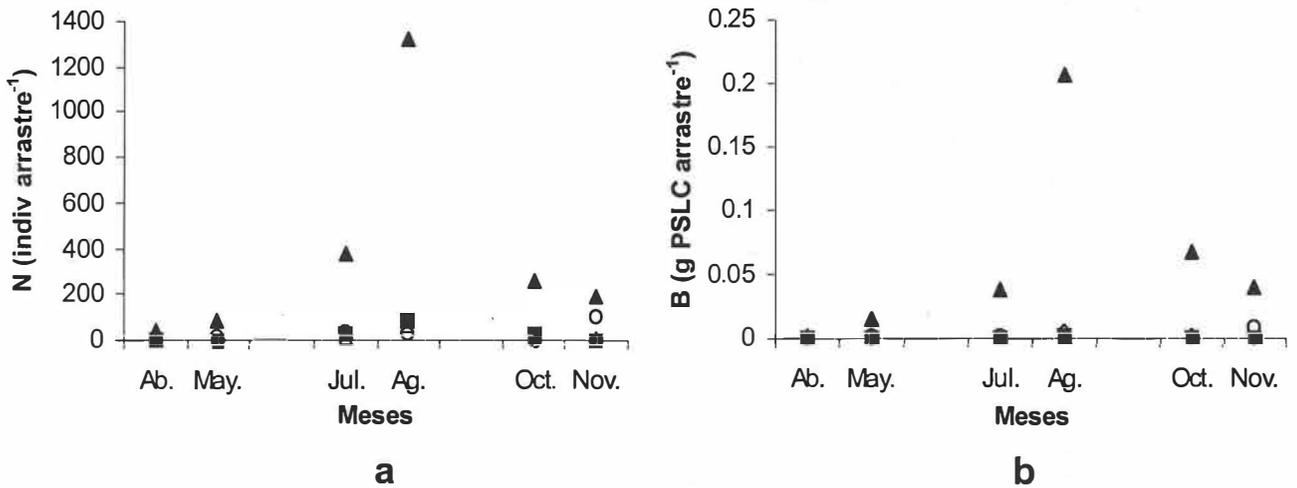


Figura 10. Variación temporal en a) abundancia (N) y b) biomasa (B) de las especies más frecuentes de poliquetos. *E. lourei* (■), *E. bileneata* (◆), *P. bicanaliculata* (▲), *P. cirrosa* (○).

En lo referente al grupo de los moluscos, las tendencias de las especies más importantes varían notablemente a lo largo del periodo de muestreo, aunque la especie más abundante, *Assiminea dubiosa*, presenta una tendencia a disminuir de abril a noviembre, con un ligero aumento en agosto (Fig. 11).

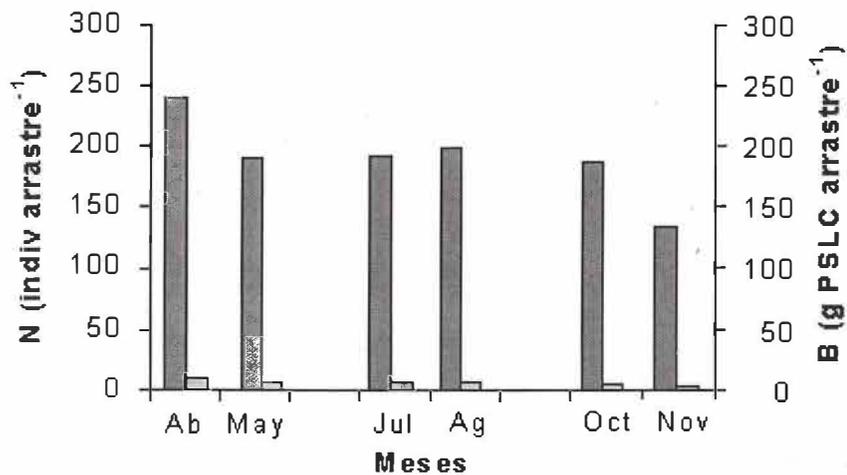


Figura 11. Variación temporal de abundancia (N) y biomasa (B) de *A. dubiosa*. Los valores de abundancia fueron transformados aplicando raíz cuadrada para disminuir la escala. Note el contraste entre abundancia y biomasa de esta especie.

Con respecto a los peces, la especie más abundante y frecuente fue *Syngnathus leptorhynchus*, la cual presenta dos picos tanto en abundancia como en biomasa, uno en mayo y otro en octubre con una notable disminución en agosto (Fig. 12), al igual que *H. californiensis* (Fig. 11). El resto de las especies identificadas son poco frecuentes y abundantes.

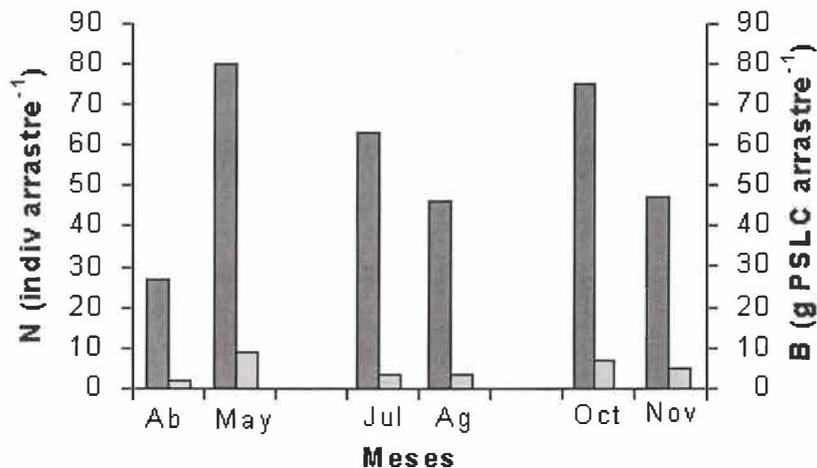


Figura 12. Variación temporal en abundancia (N ■) y biomasa (B ■) de *S. leptorhynchus*

IV.5.-Relación entre variaciones de la fauna, estructura de la pradera y factores físicos

Las variaciones en biomasa y densidad de *Z. marina* a lo largo del año presentan patrones distintos. La biomasa presenta valores bajos en abril-mayo y octubre-noviembre, aumentando en julio y alcanzando valores máximos en agosto, mientras que la densidad presenta valores altos en abril-mayo, tendiendo a disminuir hacia noviembre (Fig. 13).

Contrastando ambos patrones, básicamente la mayor diferencia se observa en los dos primeros meses del periodo de muestreo, cuando la biomasa presenta valores bajos y la densidad valores altos, el resto del periodo, ambas variables muestran comportamientos similares con una aguda disminución en octubre.

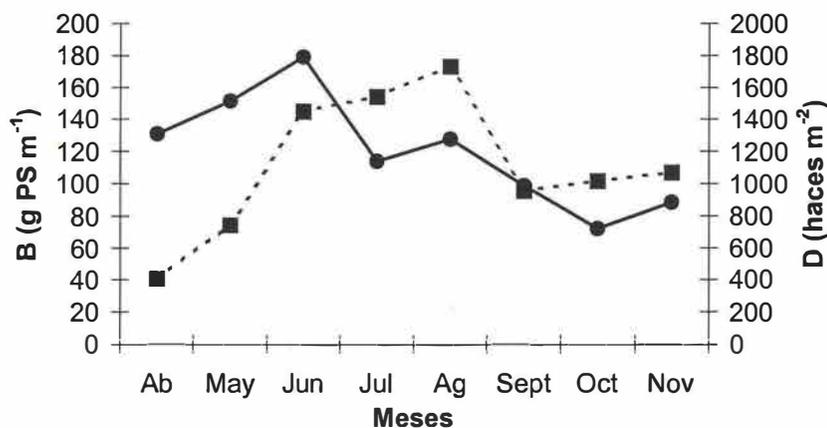


Figura 13. Variación temporal de densidad (D —●) y biomasa (B ----■) de *Zostera marina*.

Con respecto al comportamiento de la salinidad y temperatura, las variaciones en ambos factores son poco notables. En el caso de la salinidad, el valor mínimo se registró en abril y el máximo en julio (31 y 34.5 ppm respectivamente), mientras que para la temperatura el valor mínimo fue en abril y el máximo en agosto (16.3 y 21.15 °C respectivamente) (Fig. 14).

En general, el análisis de correlación indicó que no existe relación entre la mayoría de los descriptores de la comunidad faunística y los factores ambientales (salinidad y temperatura) y biológicos (biomasa y densidad de *Z. marina*), a excepción de la correlación encontrada entre diversidad de especies de fauna (N1) y biomasa de *Z. marina* ($r_s=1$, $p<0.05$) (Fig. 15).

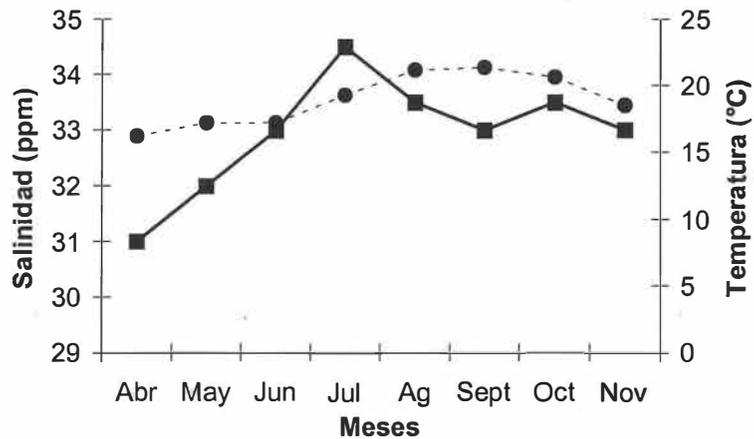


Figura 14. Variación temporal de Temperatura (-----●) y Salinidad (—■) durante el periodo de muestreo.

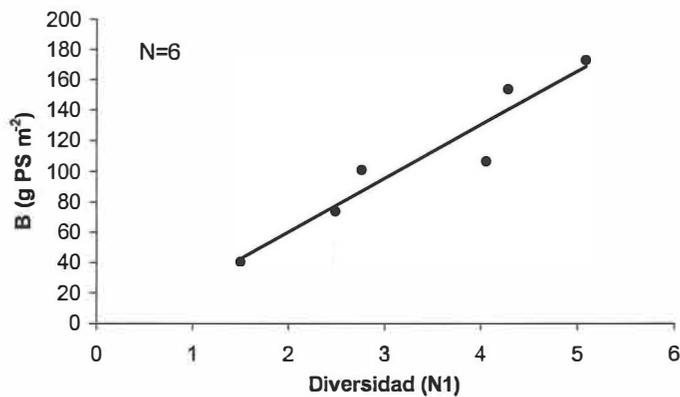


Figura 15. Relación entre diversidad de especies animales y biomasa de *Z. marina*.

Aún cuando no se detectó una correlación clara entre los descriptores de la comunidad faunística y los parámetros ambientales y biológicos, hay algunas tendencias generales que pueden explicar algunos de los cambios de la fauna en respuesta a cambios en la estructura de la pradera principalmente.

Considerando a la comunidad en general, la densidad de fauna presenta una tendencia similar a la de la biomasa de *Z. marina*, con los valores más altos en julio y agosto (Fig. 16a). De abril a mayo, la tendencia de la densidad faunística contrasta con la de biomasa de *Z. marina*, lo cual posiblemente se debe a que algunas de las especies más abundantes como *A. dubiosa* y *H. californiensis* presentan un pico en el primer mes.

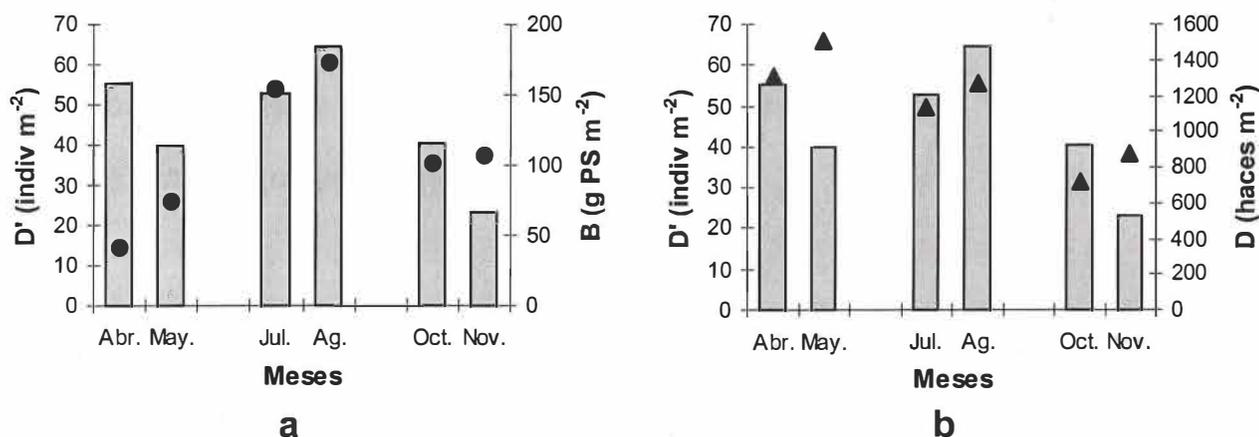


Figura 16. Contrastes entre los patrones de a) densidad faunística (N) y biomasa de *Z. marina* (B ●), b) densidad faunística (N) y densidad de *Z. marina* (D ▲).

Con respecto a la relación entre densidad de organismos y densidad de haces vegetativos de *Z. marina*, se observa un contraste en las tendencias de abril a julio, cuando la densidad de haces aumenta y la densidad de organismos disminuye (Fig. 16b), lo cual puede ser el resultado de un mayor éxito de los depredadores cuando las hojas de los pastos son pequeñas (menor biomasa, fig. 13), o de un menor espacio para colonizar (menor área foliar).

En lo referente a la riqueza de especies animales, ésta presenta una tendencia similar a la de la biomasa de pastos, aumentando hacia agosto (Fig. 17a), mientras que con respecto a la densidad de pastos las tendencias son opuestas, en este caso la densidad de pastos disminuye hacia noviembre, mientras que el número de especies animales aumenta (Fig. 17b). El comportamiento de la riqueza con respecto a estas dos características estructurales de la pradera posiblemente indica que el número de especies faunísticas dentro de la pradera aumenta cuando las condiciones de protección para especies importantes y características de estos ambientes (anfípodos, moluscos, poliquetos e isópodos) son mejores, es decir, cuando las hojas de los pastos son más grandes (mayor biomasa, fig. 13).

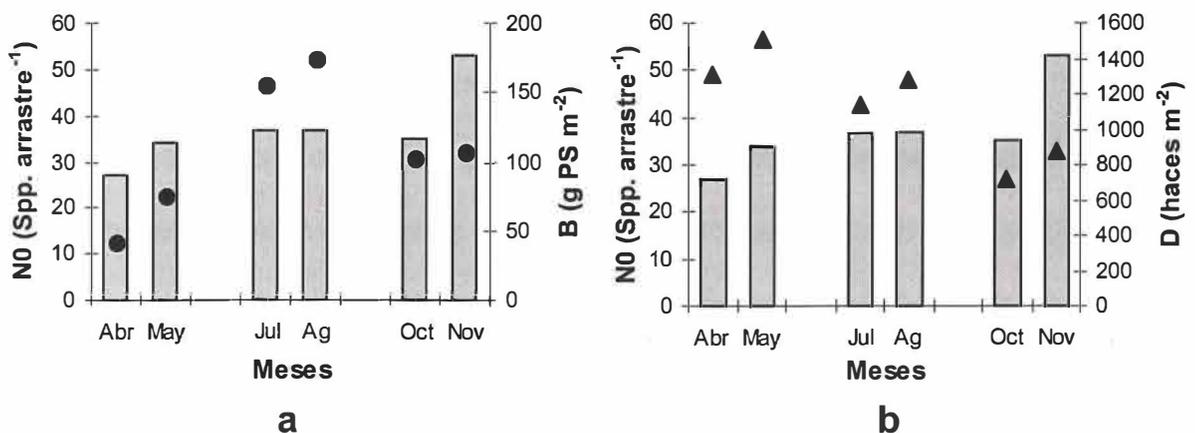


Figura 17. Contrastes entre los patrones de a) riqueza faunística (N \square) y biomasa de *Z. marina* (B \bullet), b) riqueza faunística (N \square) y densidad de *Z. marina* (D \blacktriangle).

La biomasa de la fauna presentó básicamente dos picos, uno en mayo y otro en octubre con los valores más bajos en julio y agosto, este comportamiento contrasta con el de la biomasa de pastos en el que los valores más bajos se observan en abril y

octubre, mientras que los más altos son en julio y agosto (Fig. 18). Los picos de biomasa de la fauna se atribuyen principalmente a especies de mayor tamaño y movilidad como los peces (*S. leptorhynchus*, *Clevelandia ios* y *E. jacksoni*).

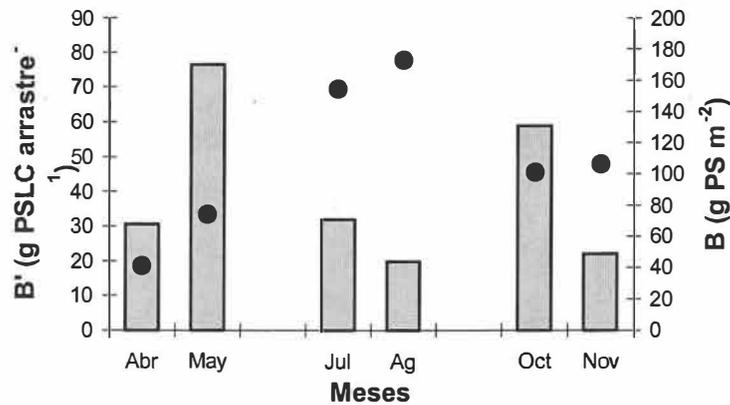


Figura 18. Contrastes entre los patrones de biomasa faunística (B' ■) y biomasa de *Z. marina* (B ●).

Finalmente, la diversidad fue el descriptor comunitario que más relación mostró con la biomasa de pastos ya que las tendencias de ambos son muy similares (Fig. 19). La similitud entre ambos patrones posiblemente indique que la diversidad de especies en una pradera marina es afectada de manera importante por la biomasa de pastos.

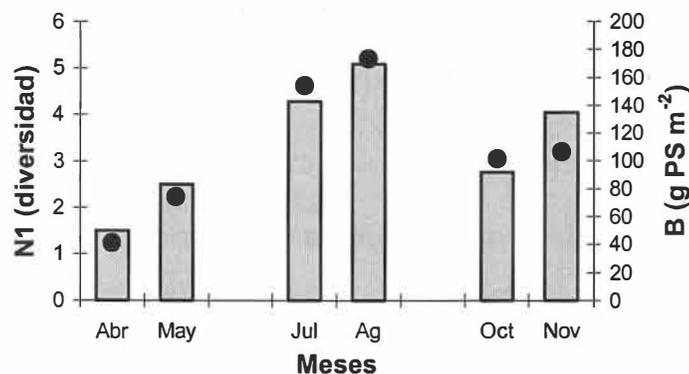


Figura 19. Contrastes entre los patrones de diversidad faunística (N1 ■) y biomasa de *Z. marina* (B ●).

En las comparaciones anteriores se consideraron las tendencias de la comunidad en general, sin embargo, los principales grupos y especies presentan también patrones relacionados con la estructura de la pradera.

En el caso de los anfípodos, los patrones de abundancia y biomasa de este grupo coinciden notablemente con el patrón presentado por la biomasa de *Z. marina*, con valores altos en julio y agosto y bajos en el resto de los meses (Fig. 20a).

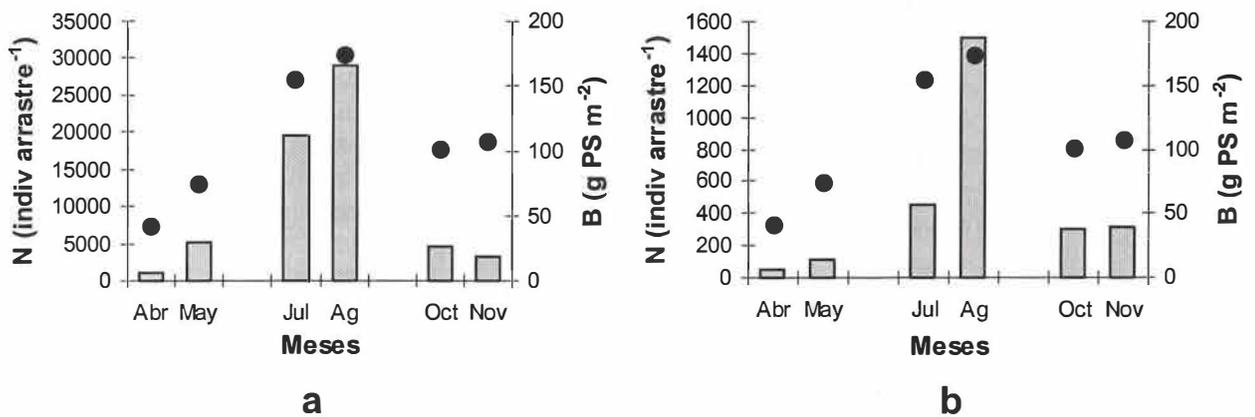


Figura 20. Contrastes entre los patrones de a) abundancia de anfípodos (N ■) y biomasa de *Z. marina* (B ●), b) abundancia de poliquetos (N ■) y biomasa de *Z. marina* (B ●).

La similitud entre éstos patrones puede explicarse, en parte, por el hecho de que los anfípodos son un grupo característico de la epifauna de praderas marinas que está fuertemente relacionado con la estructura física de las plantas (hojas), al igual que los poliquetos, cuyos patrones de biomasa y abundancia también presentan similitudes con los de biomasa de *Z. marina* (Fig. 20b).

De las especies más importantes en cuanto a frecuencia y abundancia, *H. californiensis* presenta una tendencia que contrasta con la de biomasa de *Z. marina*

(Fig. 21). Esta es una especie de gran movilidad que se alimenta de pequeños crustáceos y otros organismos, por lo que una posible explicación de su disminución cuando la biomasa de pastos aumenta puede ser el éxito en la obtención de sus presas. Otras especies importantes como *S. leptorhynchus* y *A. dubiosa* presentaron patrones más complejos que pueden ser el resultado tanto de las características propias de cada especie como del efecto de los factores estructurales de la pradera (densidad y biomasa).

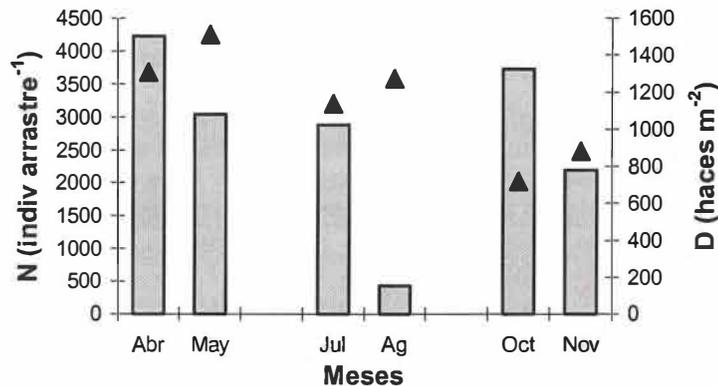


Figura 21. Contrastes entre los patrones de abundancia de *H. californiensis* (N ■) y densidad de *Z. marina* (D ▲).

Aunque en las comparaciones anteriores se mencionaron los patrones de abundancia y biomasa de fauna, estos últimos no fueron incluidos en las figuras, lo cual se hizo con la intención de simplificarlas, sin embargo, estos patrones son similares a los de abundancia.

IV.6.-Producción secundaria

La producción secundaria anual máxima y mínima para las especies más importantes en cuanto a biomasa fue de 41 a 18 para *H. californiensis* y de 0.35 a 0.21 para *P. bicanaliculata*. El valor mínimo por grupo fue para los poliquetos (0.43 - 0.26 g PSLC m⁻² año⁻¹), mientras que el máximo fue para los peces (54 - 24 g PSLC m⁻² año⁻¹) (Tabla V). El intervalo de cada valor corresponde a las estimaciones máxima y mínima del ciclo de vida de cada especie o grupo.

Tabla V.- Producción secundaria anual de las especies y grupos más importantes (g PSLC m⁻² año⁻¹). Los valores de L indican la mínima y máxima estimación para el ciclo de vida de las especies y fueron tomados de Heck *et al.* 1995. La columna correspondiente a la producción incluye los valores máximos y mínimos correspondientes a los límites del ciclo de vida de cada especie.

Taxon/Grupo	L (años)	B (g PSLC m ⁻²)	P (g PSLC m ⁻² año ⁻¹)
<i>A. dubiosa</i>	1	0.370	20.28
	3		9.13
<i>H. californiensis</i>	1	0.747	40.99
	3		18.46
<i>P. bicanaliculata</i>	0.5	0.004	0.35
	1		0.21
<i>H. nigra</i>	0.5	0.016	1.46
	1		0.88
<i>A. plumosa</i>	0.5	0.018	1.67
	1		1.01
<i>S. leptorhynchus</i>	1	0.329	18.06
	3		8.14
Poliquetos	0.5	0.005	0.43
	1		0.26
Gasterópodos	1	0.485	26.61
	3		11.98
Anfipodos	0.5	0.057	5.18
	1		3.13
Isópodos	0.5	0.038	3.46
	1		2.09
Peces	1	0.977	53.61
	3		24.15

Los valores de biomasa para invierno no se pudieron obtener directamente debido a la falta de muestras en esta estación del año, sin embargo, se hizo una extrapolación promediando los valores de las muestras de octubre y noviembre, tratando de seguir la tendencia de cada especie.

En cuanto a los valores de PSLC estimados y calculados, aunque hubo ligeras diferencias, de acuerdo con una prueba Mann-Whitney, éstas no fueron significativas en ninguno de los casos (Tabla VI).

Tabla VI.- Valores de PSLC estimados (Est.) y calculados (Calc.). P = probabilidad

Taxon	Valor	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Noviembre	P<
<i>H. californiensis</i>	Est.	16.27	14.41	18.17	3.78	18.53	8.16	0.9
	Calc.	14.77	12.88	18	3.88	18.86	8.81	
<i>Nudibranchia</i>	Est.	----	34.25	0.08	1.44	1.94	0.36	0.9
	Calc.	----	43.78	0.05	1.70	2.83	0.30	
<i>A. dubiosa</i>	Est.	14.56	7.57	7.85	7.75	7.45	3.53	0.1
	Calc.	17.74	11.14	11.23	12.03	10.69	5.49	
<i>E. crenulata</i>	Est.	----	0.14	0.52	1.11	1.38	0.42	0.3
	Calc.	0.01	0.07	0.28	0.72	0.84	0.24	
<i>P. sculpta</i>	Est.	----	----	0.22	0.68	----	0.47	
	Calc.	----	----	0.15	0.53	----	0.39	
<i>A. couthouyi</i>	Est.	0.18	0.87	0.30	0.22	2.38	0.67	0.6
	Calc.	0.01	0.76	0.28	0.20	2.10	0.62	
<i>M. gouldii</i>	Est.	0.49	3.63	0.67	0.07	0.59	0.43	0.1
	Calc.	0.69	5.46	0.98	0.09	0.89	0.69	
<i>H. nigra</i>	Est.	0.04	0.08	0.64	0.64	0.24	0.04	0.6
	Calc.	0.01	0.04	0.66	0.6	0.255	0.04	
<i>A. plumosa</i>	Est.	0.08	0.8	1.12	0.96	0.16	0.12	0.3
	Calc.	0.03	0.38	0.67	0.62	0.13	0.07	
<i>P. bicanaliculata</i>	Est.	----	0.04	0.07	0.37	0.14	0.09	0.2
	Calc.	0.00	0.02	0.04	0.21	0.07	0.04	

V.- DISCUSIÓN

Las praderas marinas son una característica común de las zonas costeras alrededor del mundo, y se consideran como sistemas únicos debido a que sostienen una importante cantidad de especies faunísticas con abundancias poblacionales relativamente altas (Kikuchi 1980, Ogden 1980, Knox 1986, Raz-Guzmán 1995). Particularmente, las praderas de *Z. marina*, las cuales se distribuyen ampliamente en la zona templada del Hemisferio Norte, constituyen importantes sitios de protección, crianza y alimentación para muchas especies; además de ofrecer espacios libres para el establecimiento de numerosos grupos faunísticos, dentro de los que destacan los poliquetos, crustáceos y moluscos (Ansari *et al.* 1991, Cinar *et al.* 1998, Nakaoka 2001, Paiva 2001). En este caso, aunque los poliquetos fueron uno de los grupos con mayor número de taxa (24 spp. = 32%), la frecuencia para la mayoría de las especies fue baja y los valores de abundancia fueron mínimos en relación con los del resto de los grupos. Resultados similares fueron los que encontraron Gambi *et al.* (1992), Colognola *et al.* (1984) y Mazella *et al.* (1989) para una pradera de *Posidonia oceanica* en el Golfo de Nápoles, Italia. Una posible explicación a esta baja abundancia es que las hojas no son un hábitat favorable para los poliquetos debido a las condiciones físicas de estrés (movimiento), competencia con otros taxa (moluscos y pequeños crustáceos) y presión de depredación existentes en este estrato (Chessa *et al.* 1989).

Aunque tanto en este como en los anteriores trabajos se encontró que los poliquetos presentaron riqueza alta y abundancias bajas sobre las hojas de los pastos, la comparación de valores de biomasa y abundancia se ve limitada por el hecho de

que, en el presente estudio, ambos valores fueron subestimados por varias razones: 1) El muestreo realizado fue de tipo semicuantitativo (Edgar *et al.* 2001), ya que se utilizó una red de trineo con patines. Esta red prácticamente se deslizó sobre los pastos arrastrando quizá con mayor eficiencia los organismos que se mueven entre las hojas (pequeños peces pipa y algunos anfípodos e isópodos) y aquellos adheridos a *detritus* y hojas sueltas que también fueron arrastradas. Posiblemente durante el paso de la red se desprendieron algunos de los organismos posados sobre las hojas y se arrastró un poco de sedimento, sin embargo, es probable que una considerable cantidad de organismos asociados a partes de la planta como hojas, tallos (poliquetos, moluscos, anfípodos, isópodos y otros pequeños crustáceos) y rizomas (principalmente poliquetos y moluscos) hayan quedado adheridos a las hojas firmes y estructuras que no fueron arrastradas. Lo anterior implica que la biomasa y abundancia tanto de los poliquetos como del resto de los grupos fueron subestimadas, hecho importante a considerar en comparaciones posteriores. 2) Los poliquetos son uno de los grupos que en su mayoría forma parte de la infauna (Giangrande 1985), por lo que un método más adecuado para su cuantificación es la obtención de núcleos de sedimento, como lo demuestran los resultados de Cinar *et al.* (1998), quienes utilizaron nucleadores para la obtención de muestras en una pradera de *Z. marina* en Bahía Gulbahce, Turquía, y encontraron que los poliquetos fueron el grupo más importante tanto en riqueza como en abundancia. 3) Los métodos de fijación, almacenamiento y procesamiento de las muestras ocasionaron la fragmentación de una gran cantidad de organismos, los cuales fueron desechados.

En general, los poliquetos son uno de los grupos más ricos, frecuentes y abundantes en una serie de ambientes marinos que se distribuyen desde la zona abisal hasta la intermareal. Con frecuencia constituyen más de la tercera parte del número de especies macrobénticas y pueden llegar a ser un grupo altamente dominante en sedimentos blandos (como los que caracterizan a las praderas marinas), compitiendo sólo con grupos como moluscos bivalvos y crustáceos peracáridos. Por esta razón, los poliquetos son un participante importante en la producción secundaria de un sistema, y deben ser incluidos en las determinaciones de la estructura trófica y balance de energía de una comunidad béntica (Fauchald y Jumars 1979), cuidando que el aparato, tipo de muestreo y técnicas de fijación sean las adecuadas para un análisis cuantitativo de este tipo de fauna.

El segundo grupo mejor representado en las praderas marinas es el de los crustáceos. Con una gran variedad de taxa y formas que explotan diferentes microambientes y recursos, estos organismos constituyen a su vez una rica fuente de alimento para muchas especies de peces, jugando un papel importante en la transferencia de energía de productores primarios a niveles tróficos más altos, y manteniendo un constante intercambio de materia y energía tanto dentro del mismo sistema como con sistemas adyacentes (Bell y Harmelin-Vivien 1983, Chessa *et al.* 1983, Sparla 1989, Hemminga y Duarte 2000). En este caso, aunque no fueron los más numerosos debido a la gran abundancia de *A. dubiosa*, los crustáceos fueron el segundo grupo mejor representado al contribuir con el 32% (24 especies) del total de taxa registrados y el 28% (88 931 individuos) de la abundancia. Estos resultados concuerdan con los de Villarreal (1995), quien aunque registró un número de especies

ligeramente menor para la misma zona (59 y 74 spp., respectivamente), encontró que los crustáceos contribuyeron con 46% (27 especies) de la riqueza total. Por otro lado, Cinar *et al.* (1998) reportaron resultados similares para una pradera de *Z. marina* en Bahía Gulbahce, Turquía, donde se registraron 108 especies de invertebrados, de las cuales 19 (18%) fueron crustáceos. Mientras que en un estudio realizado en Bahía Otsucronhi, Japon, Nakaoka *et al.* (2001) reportaron a los crustáceos como el segundo grupo más rico y abundante con 45 (56%) de un total de 80 taxa registrados en una pradera compuesta de tres especies de *Zostera* (*Z. marina*, *Z. caulescens* y *Z. caespitosa*).

Las diferencias en el número de especies registradas entre este y los trabajos citados pueden ser resultado de condiciones ambientales locales distintas o del tipo de muestreo realizado en cada caso. Con respecto a las condiciones ambientales (salinidad y temperatura) Villarreal (1995) y Nakaoka *et al.* (2001) no proporcionan datos. Cinar *et al.* (1998) reportan salinidades y temperaturas que van de 35 a 38.5 ppm y de 13 a 26.5 °C respectivamente, mientras que en el presente trabajo los intervalos de salinidad y temperatura fueron de 31 a 34.5 ppm y de 16.3 a 21.1 °C. En lo referente al tipo de muestreo realizado, Villarreal (1995) utilizó una draga de gajos, un nucleador de 7.5 cm de diámetro y 10 cm de penetración, y tamizó con una malla de 0.5 mm; Cinar *et al.* (1998) usaron un marco tipo nucleador de 25x25x, el cual fue hundido en el sedimento 5 cm y al que se agregó una red con luz de malla de 0.5 mm; Nakaoka *et al.* (2001) emplearon una red manual con un marco de 25x25 cm y una luz de malla de 0.1 mm, mientras que en este caso se utilizó una red trineo con un marco de 40x50 cm y una luz de malla de 1 mm.

Las características y modo de operación de distintos aparatos dan como resultado diferencias en el área cubierta en cada muestreo y subestimación de distintos grupos, lo que a su vez afecta la riqueza y abundancia en las muestras. En el caso de Villarreal (1995), el número de especies fue ligeramente menor al reportado en este trabajo, lo cual se atribuye a una diferencia en el área cubierta por cada uno de los aparatos que se utilizaron. Mientras que en el caso de Cinar *et al.* (1998) y Nakaoka *et al.* (2001) el número de especies reportadas fue ligeramente mayor al reportado en este trabajo aún cuando el área cubierta por los aparatos que utilizaron fue menor que la cubierta en este estudio. Sin embargo, es importante recordar que posiblemente los autores citados hicieron una estimación más real de la abundancia y biomasa, tanto de grupos de la infauna como de la epifauna, al analizar todo el material (vegetación, *detritus* y sedimento) que quedó dentro del área cubierta por el aparato de muestreo.

Con respecto a la subestimación de la abundancia y biomasa de distintos grupos, los nucleadores son más eficientes para organismos de la infauna. Su tamaño y modo de operación permiten la evasión de organismos grandes y móviles, por lo que la biomasa y abundancia de estos grupos puede ser subestimada cuando se analizan muestras tomadas con nucleadores. Las redes por su parte, pueden ser más eficientes en el muestreo de este último tipo de organismos pero pueden estar subestimando la biomasa y abundancia de organismos de la infauna. Un aparato más adecuado para cuantificar tanto epifauna como infauna sería uno que combinara características de ambos, como el utilizado por Cinar *et al.* (1998), el cual consistió de un nucleador al que se agregó una red para evitar el escape de organismos móviles. Esta puede ser la

razón de que dicho autor hay registrado un mayor número de taxa en relación con los otros trabajos.

Aunque en una considerable cantidad de trabajos sobre fauna asociada a pastos marinos se reporta a los crustáceos y poliquetos como los más abundantes y mejor representados, los moluscos pueden ser también considerablemente numerosos y en algunas ocasiones altamente dominantes, alcanzando densidades que van de los 3 300 a los 33 700 indiv m⁻² (Hemminga y Duarte 2000). Tales fueron los resultados obtenidos en el presente trabajo, en el que los moluscos contribuyeron con 18 especies (24.3%) y el 71% del total de organismos recolectados. La importante contribución de este grupo se debió a la gran cantidad de *A. dubiosa* que se recolectó a lo largo de todo el periodo de muestreo, quién constituyó el 70% de la abundancia total alcanzando una densidad promedio de 2 396 indiv m⁻². Estos resultados concuerdan con los de Nakaoka *et al.* (2001) quienes reportaron altas abundancias de un molusco gasterópodo, *Lirularia iridescens*, en una pradera mixta de *Zostera* en Bahía Otsuchi, Japón, en la que la dominancia de la especie fue notable al contribuir con más del 60% del número total de individuos y apareciendo en 103 de 130 muestras tomadas. Por su parte, Gambi *et al.* (1992) también reportaron a los moluscos como el grupo más frecuente y mejor representado en cuanto a número de organismos en una pradera de *Posidonia oceanica* en el Golfo de Nápoles, Italia. Para la misma zona en que se realizó el presente trabajo, Villarreal (1995) reportó al grupo de los moluscos gasterópodos como el segundo más importante en abundancia. Cinar *et al.* (1998) no encontraron gasterópodos entre la epifauna de *Z. marina* en Bahía Gulbahce, Turquía, lo que contrasta con este y los anteriores trabajos mencionados.

Dentro de la gran variedad de formas y tamaños de organismos faunísticos que se pueden encontrar en una pradera de *Z. marina*, los peces representan varias de ellas, contribuyendo de forma importante a la diversidad y abundancia de estos sistemas. En el presente estudio, sin embargo, fueron el grupo menos abundante y con menor número de especies. Su contribución a la abundancia y riqueza totales fue del 11% (8 spp) y del 0.3% (507 indiv), respectivamente. Estos resultados contrastan con los de Rosales-Casian (1996), quien identificó 69 especies para el brazo Este de la bahía (San Quintín). La baja riqueza y abundancia registradas en este trabajo se atribuyen principalmente al tipo de red que se utilizó, la cual por su pequeño tamaño (40x50 cm) posiblemente permitió la evasión de los peces más grandes y móviles. En el caso de Rosales-Casian (1996), se utilizaron varias artes de pesca lo que le permitió cubrir un espectro más amplio de formas y tamaños.

En los trabajos antes mencionados es evidente la importancia de los poliquetos, moluscos y crustáceos como los más abundantes, característicos y mejor representados en hábitats de pastos marinos. Sin embargo, la mayoría o todos ellos son de tamaños relativamente pequeños, lo que significa que su biomasa (cantidad de material vivo) puede ser muy baja en comparación con la de animales que, aunque no son tan abundantes, son de mayor tamaño corporal, como es el caso de los peces. Un notable cambio en la participación de estos grupos fue el que se notó en este trabajo cuando se consideró la biomasa en PSLC como unidad de medida de producción de cada especie.

En general, los valores de biomasa son más útiles que los valores de densidad para determinar la producción de un sistema, sobre todo cuando se trabaja con

comunidades relativamente grandes y complejas que involucran organismos de diferentes tamaños y composición corporal y esquelética. Esto se debe a que tanto la fijación del carbono como la transferencia de energía y nutrientes dependen en gran medida de la biomasa, más que del número de individuos (Brower y Zar 1977).

En este caso se hicieron estimaciones de biomasa tanto en PH como en PSLC. En cuanto al PH, aunque el grupo de los moluscos siguió siendo dominante, su porcentaje de participación disminuyó considerablemente de un 71% en abundancia a un 45% en biomasa. Lo contrario se observó en crustáceos y peces, quienes aumentaron su porcentaje de participación, los crustáceos pasaron de un 28 a un 33%, mientras que los peces pasaron de tan sólo un 0.3 a un 22%. El cambio fue aún más notable cuando se trabajó con el PSLC. De acuerdo con esta medida, los peces fueron el grupo más importante al contribuir con el 88% de la biomasa total, mientras que los moluscos aportaron sólo un 26%. Evidentemente la aguda disminución en la participación de los moluscos se debe, por un lado, a su pequeño tamaño corporal, y por otro lado, a la eliminación del peso de las conchas, las cuales contribuían considerablemente al peso de los organismos.

Aunque las praderas marinas son definidas por grupos tan característicos como poliquetos, crustáceos y moluscos, la comunidad faunística de un habitat de este tipo esta constituida por una gran variedad de formas con características ecológicas distintas (Hemminga y Duarte 2000), lo que la hace sumamente compleja. Esta complejidad a su vez, hace muy difícil la detección de patrones claros y bien definidos cuando se analiza dicha comunidad en general. Lo anterior se debe, en parte, a que muchas de las especies de dicha comunidad son poco comunes o "raras", apareciendo

esporádicamente y haciendo más difícil la visualización de las tendencias generales de la comunidad. Esto fue lo que se observó en el presente trabajo cuando se utilizaron las matrices completas para la detección de biocenosis que ayudaran a explicar los resultados encontrados. En tal caso, tanto el análisis de clasificación como el de ordenación indicaron baja similitud y por lo tanto baja cohesión entre las muestras de los grupos formados. Este esquema cambió cuando se depuraron las matrices eliminando las especies de más baja frecuencia, abundancia y biomasa.

Las especies raras pueden ser de suma importancia para un ecosistema al contribuir con la biodiversidad y ser especies clave para identificación de alteraciones en el ambiente, y por lo tanto es necesario considerarlas cuando se hacen inventarios de un hábitat no estudiado o cuando se trabajan temas específicos en los que dichas especies juegan un papel importante, como aquellos de impacto ambiental (Cao *et al.* 1998, Marchant 2002, Cao y Larsen 2001). Sin embargo, éstas pueden no ser un componente importante para el metabolismo y algunas otras propiedades de la comunidad (Cao *et al.* 1998), ya que, en general, la estructura y funcionamiento de un sistema están determinados principalmente por los patrones de las especies más abundantes, quienes consumen o son fuente de la mayor cantidad de materia del sistema (Krebs 1985). En este caso, no se pretendió hacer una documentación de la fauna del sitio, puesto que esta ha sido ya bien documentada por varios autores; ni se tampoco se pretendió hacer una evaluación de impacto ambiental, más bien se intentaron determinar patrones faunísticos que permitieran establecer una idea general de la estructura del sistema.

En el presente estudio, los resultados de los análisis de clasificación y ordenación mostraron la existencia de biocenosis acordes con las estaciones anuales durante las que se realizó el muestreo. Sin embargo, la similitud y cohesión entre las muestras de cada grupo fue baja, lo que se atribuye a la variabilidad de respuestas y comportamiento de las especies que conformaron la comunidad con que se trabajó.

En general, las diferentes tendencias observadas en cada uno de los descriptores analizados pueden estar reflejando el comportamiento de una especie o grupo en particular. Por ejemplo, el notable pico de abundancia en abril se atribuyó a las altas densidades de *A. dubiosa* e *H. californiensis*, quienes presentaron sus valores más altos en este mes, con una notable caída posterior, lo cual puede deberse al ciclo propio de las especies. Por otro lado, el segundo pico (agosto) se atribuyó al aumento poblacional de los grupos característicos de este tipo de hábitats, como anfípodos, poliquetos y algunas especies de moluscos, quienes presentaron sus mayores abundancias en este mismo mes; mientras que la abrupta caída en noviembre se atribuye a una disminución general en la abundancia, relacionada posiblemente con la disminución en densidad y biomasa de pastos (Bell y Westoby 1986).

En ocasiones, el efecto que tienen las especies dominantes sobre los patrones estructurales de la comunidad puede llegar a oscurecer la posible relación que guarda la comunidad con algunos factores ambientales y físicos. Tal fue el efecto que ejercieron *A. dubiosa* e *H. californiensis* sobre los patrones establecidos en este análisis. Si se eliminan estas dos especies de las matrices de abundancia, prácticamente el patrón presentado por la densidad faunística es el mismo que el presentado por la biomasa de pastos.

Aunque en este estudio no se hicieron análisis para determinar el efecto de la biomasa de pastos sobre la abundancia, riqueza y diversidad de fauna, los resultados de diversos estudios (Brook 1978, Heck y Orth 1980, Stoner 1980, Lewis y Stoner 1983) indican que la complejidad estructural del ambiente influye de manera importante en los patrones de abundancia de la fauna, principalmente de aquella en estrecha relación con las estructuras físicas de la planta. Una de las explicaciones para esa estrecha relación es que una mayor área en las hojas permite mayores densidades de organismos (Stoner y Lewis 1985, Parker *et al.* 2001), los cuales además encuentran una mayor cantidad de alimento (algas, *detritus*, etc.) (Edgar 1990, Edgar y Robertson 1992). Por otro lado, una mayor complejidad ambiental permite el aumento poblacional de ciertos grupos de organismos al disminuir la efectividad de sus depredadores (Wothington *et al.* 1992, Edgar y Robertson 1992, Horinouchi y Sano 1999).

Además de proporcionar mayor refugio y área de colonización para los organismos de la epifauna, la complejidad estructural del ambiente aumenta la heterogeneidad de hábitats y recursos en un ecosistema. Estos hábitats y recursos son explotados por una amplia gama de especies con distintas características biológicas y ecológicas, lo que significa un aumento en la riqueza específica del sistema. En este caso el máximo número de especies se registró en noviembre (53 spp. = 71%), lo cual puede deberse a un aumento tanto en la complejidad del hábitat como en la cantidad y variedad de recursos alimenticios para la fauna (Heck y Wetstone 1977, Parker *et al.* 2001). En los que se refiere a estas características para la zona de estudio, Poumian-Tapia e Ibarra-Obando (1999) reportaron los valores más altos del índice de área foliar (LAI) para octubre y noviembre, mientras que Ibarra-Obando y Aguilar-Rosas (1985)

reportaron valores máximos en la biomasa de macroalgas (principalmente verdes) para estos mismos meses. Por otro lado, Siqueiros-Beltrones *et al.* (1985) registraron la mayor diversidad de diatomeas epífitas en noviembre.

Dentro de la comunidad epifaunica que habita una pradera marina pueden distinguirse tres amplias categorías de especies: 1) aquellas que viven sobre la superficie de la planta (hojas y tallos) y que guardan una estrecha relación con ésta; 2) aquellas que viven sobre la superficie del sedimento; y 3) y las que se mueven libremente por encima y por debajo del dosel de hojas (Hemminga y Duarte 2000), manteniendo una baja asociación con la pradera. Estas últimas son especies de gran tamaño y movilidad que contribuyen de forma importante a la biomasa del sistema, llegando a predominar sobre aquellas especies en estrecha asociación con la pradera. En este estudio, la biomasa faunística presentó un patrón opuesto al de la biomasa de *Z. marina*, lo que se atribuye a que la primera estuvo prácticamente representada por la biomasa de los peces, cuyas variaciones están posiblemente menos relacionadas con las de la estructura de la pradera y reflejan más el ciclo de vida propio de las especies (Worthington *et al.*, 1992, Horinouchi y Sano 1999).

Dentro de las varias medidas que se utilizan para describir la estructura de una comunidad, la diversidad es una característica única a un nivel biológico de organización. Esta medida nos permite evaluar algunas propiedades importantes como la productividad y estabilidad, o las condiciones ambientales a las que dicha comunidad esta expuesta (Pielou 1975). Se dice que una comunidad es altamente diversa si presenta un alto número de especies con abundancias poblacionales relativamente homogéneas, mientras que si las especies son pocas y sólo una o dos de ellas

dominan en abundancia o biomasa, se dirá que la comunidad es poco diversa (Brower y Zar 1977). En este caso, la diversidad fue el descriptor que mostró uno de los patrones más claros a lo largo del periodo de estudio, con valores altos en julio-agosto y bajos en abril-mayo y octubre-noviembre. Los valores bajos en abril y mayo pueden explicarse como un efecto de la notable dominancia de *A. dubiosa* y *H. californiensis*, lo cual ocasionó una baja equidad entre las abundancias de las especies presentes; mientras que los valores altos en julio y agosto se explican por la notable caída en la abundancia de estas dos especies y el aumento poblacional de especies características de estos hábitats, lo que dio lugar a una mayor equidad poblacional y por lo tanto, a una mayor diversidad (Magurran 1988).

Aunque la variedad de formas y características ecológicas y biológicas de las especies faunales que forman parte de la comunidad asociada a los pastos marinos es alta, hay sin embargo, algunas especies o grupos característicos de este tipo de ambientes, los cuales están fuertemente relacionados a las estructuras de las plantas, reflejando de este modo los patrones de cambio propios de la pradera y viceversa (Ansari *et al.* 1991, Reise 1978).

En este trabajo no se hicieron observaciones sobre la preferencia o el desarrollo de las especies sobre un tipo de sustrato. No obstante, los resultados encontrados parecen indicar que los anfípodos y poliquetos son dos grupos de especies fuertemente relacionados con las características estructurales de la pradera, lo que se deduce de la comparación de los patrones de abundancia de estos organismos y el de biomasa de pastos. La concordancia entre estos dos patrones indica posiblemente que los anfípodos y poliquetos son especies que viven o se alimentan sobre las hojas de los

pastos, dependiendo considerablemente del área superficial que éstas ofrecen como sustrato, por lo que al disminuir la biomasa de pastos también disminuye la abundancia de estos grupos. Otra de las razones por las que estos organismos son más abundantes cuando la biomasa de los pastos es mayor es que, posiblemente, encuentren mayor refugio y cantidad de alimento, manteniendo así densidades poblacionales altas. Diversos estudios sobre la relación entre la abundancia y diversidad de fauna y biomasa de pastos marinos (Stoner 1980, Lewis y Stoner 1983, Heck y Wetstone 1977) han encontrado que un aumento en la biomasa y densidad de hojas conlleva un aumento en la densidad poblacional y riqueza de fauna asociada.

Un hecho notable que se observó durante el análisis de la participación de los diferentes grupos y especies dentro de la comunidad considerando diversas medidas de producción, fue el aumento en la importancia de los peces como grupo aportador de la mayor cantidad de biomasa. Este grupo fue también el más importante en cuanto a la producción secundaria anual estimada, con un valor de $53.61 - 24.15 \text{ g PSLC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. La producción promedio registrada en este trabajo fue de $35.68 - 17.46 \text{ g PSLC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, la cual es ligeramente mayor a la reportada por Heck *et al.* (1995) para una pradera de *Z. marina* en Massachusetts (USA), quienes reportan una producción promedio de $30.21 - 13.93 \text{ g PSLC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Esta diferencia puede ser atribuida a la considerable abundancia de *A. dubiosa*.

Las medidas de biomasa en PSLC para la estimación de la productividad secundaria se obtuvieron convirtiendo la biomasa en PH mediante factores de corrección. La razón de esto fue que una considerable cantidad de las especies registradas durante este trabajo estuvo representada por uno o muy pocos organismos,

sobre todo aquellas de tamaño pequeño, por lo que la estimación directa de PSLC, además de volverse complicada requería una considerable inversión de tiempo, del cual no se disponía. Sin embargo, se hizo también una estimación directa calcinando las especies más abundantes como *A. dubiosa*, *H. californiensis* y las especies más abundantes de anfípodos, así como todas las especies de peces, con la finalidad de corroborar ambos valores. Aunque los valores estimados variaron un poco respecto a los calculados, una prueba Mann-Witney indicó que las diferencias no fueron significativas. Las pequeñas variaciones posiblemente se deban a error en el pesado de las muestras o a la diferente cantidad de agua que se pudo eliminar de cada grupo cuando se pesaron para la obtención del peso húmedo. Aunque todas se colocaron sobre papel absorbente para eliminar la mayor cantidad de agua, es posible que aquellas más numerosas y con cavidades que pudieran guardar agua conservaran mayor cantidad de ésta a la hora de pesarlas. Por otro lado, también pudo haber una ganancia de humedad mientras se homogeneizaban las muestras para la obtención de submuestras para calcinación.

Finalmente, y como parte adicional a los objetivos del trabajo, se hicieron análisis de ordenación para identificar grupos de organismos a niveles taxonómicos más altos como clase, orden y familia. Esto bajo la hipótesis propuesta por Gray *et al.* (1988), que establece la existencia de un considerable grado de redundancia en los datos cuando se trabaja con la comunidad completa al nivel taxonómico más bajo, y que subseries de especies pueden reflejar patrones muy parecidos a los que refleja la serie completa de especies. La finalidad de estos análisis fue básicamente la de verificar los patrones reflejados a cada uno de los niveles taxonómicos y explorar la

posibilidad de trabajar a niveles taxonómicos más altos en estudios posteriores, lo que implicaría un considerable ahorro de tiempo, dinero y esfuerzo. Sin embargo, ya se mencionó anteriormente y se vuelve a hacer en este apartado, los objetivos y la finalidad de cada investigación serán los que determinen la resolución taxonómica a la que se debe trabajar.

En este caso, se observó una diferencia entre los patrones reflejados a los niveles más altos (clase y orden) y los reflejados a nivel de especie. Sin embargo, hubo una buena concordancia entre los patrones reflejados a nivel de familia y los reflejados a nivel de especie, y ello se atribuye a que las familias estuvieron representadas por pocos géneros, y a que muchas de las especies incluidas en las familias más grandes fueron "raras".

VI.- CONCLUSIONES

1. La comunidad faunística asociada a *Z. marina* se caracterizó por presentar diferentes patrones temporales en abundancia y biomasa.
2. *A. dubiosa* e *H. californiensis* fueron las dos especies más importantes en abundancia y sus tendencias temporales influyeron notablemente en las tendencias generales de la comunidad.
3. De los cuatro descriptores analizados (abundancia, riqueza, biomasa, diversidad) sólo la diversidad presentó una estrecha relación con la biomasa de *Z. marina*.
4. Grupos característicos de las praderas marinas (poliquetos y anfípodos) presentaron patrones temporales bien definidos que coincidieron con el de biomasa de *Z. marina*.
5. La estructura general de la fauna coincidió en términos generales con la reportada para otros sitios y otras especies de pastos marinos de zonas templadas.

LITERATURA CITADA

- Abbott, R. T. 1974. American seashells. The marine Mollusca of the Atlantic and Pacific coasts of North America. Van Nostrand Reinold Company, New York, 663 pp.
- Adams, S. M. 1976. The ecology of eelgrass *Zostera marina* (L) fish communities. I. Structural analysis. J. exp. Mar. Biol. Ecol., 22: 269-291.
- Alvarez-Borrego, J., S. Alvarez-Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. Calif. Ocean. Fish. Invest. Rep., XXIII: 118-197.
- Ansari, Z. A., C. U. Rivonker, P. Ramani, A. H. Parulekar. 1991. Seagrass habitat complexity and macroinvertebrate abundance in Lakshadweep coral reef lagoons, Arabia Sea. Coral Reefs, 10: 127-131.
- Ballesteros-Grijalva, G., M. G. García-Lepe. 1993. Producción y biodegradación de *Spartina foliosa* en Bahía San Quintín, B. C., México. Ciencias Marinas, 19: 445-459.
- Barnard, J. L. 1954. Amphipoda of the family Ampeliscidae collected in the eastern Pacific Ocean by the Velero III and Velero IV. Allan Hancock Pac. Exped., 18: 1-103.
- Barnard, J. L. 1962a. Benthic marine exploration of Bahía de San Quintín, Baja California, 1960-1961. Pacific Naturalist, 3: 251-282.
- Barnard, J. L. 1962b. Benthic marine Amphipoda of Southern California: Families Aoridae, Photidae, Ischyroceridae, Corophiidae, Podoceridae. Pacific Naturalist, 3: 1-162.

- Barnard, J. L. 1962c. Benthic marine Amphipoda of Southern California: Families Amphilochidae, Leucothoidae, Stenothoidae, Argissidae, Hyalidae. *Pacific Naturalist*, 3(3): 1-162.
- Barnard, J. L. 1964. Marine Amphipoda of Bahía de San Quintín, Baja California. *Pacific Naturalist*, 4: 55-139.
- Barnard, J. L. 1965. Marine Amphipoda of the family Amphitoidae from Southern California: *Proc. U. S. Nat. Mus.*, 188(3522): 1-46.
- Barnard, J. L. 1971. Keys to the Hawaiian marine Gammaridea. 0-30 meters, *Smith. Contr. Zool.*, 58: 1-135.
- Bell, J. D., M. L. Harmelin-Vivien. 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habits. *Tethys*, 11: 1-14.
- Bell, J. D., M. Westoby. 1986. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia*, 68: 205-209.
- Bell, J. D., A. S. Steffe, M. Westoby. 1988. Location of seagrass beds in estuaries: effects on associated fish and decapods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 122: 127-146.
- Boström, C., E. Bonsdorff. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity—the importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 205: 123-138.
- Brook, I. M. 1978. Comparative macrofaunal abundance in turtlegrass (*Thalassia testudinum*) communities in south Florida Characterized by high blade density. *Bull. Mar. Sci.*, 28: 212-217.
- Brower, J. E., J. H. Zar. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown Publishers, USA. 226 pp.

- Brusca, C. R. 1980. Invertebrates of the Gulf of California. The University of Arizona Press, California.
- Calderón-Aguilera, L. E. 1982. Variaciones estacionales sobre algunas especies de poliquetos (Annelida: Polichaeta) de la Bahía de San Quintín, Baja California, México. Tesis de licenciatura en Biología, U. N. A. M., México, 79 pp.
- Calderon-Aguilera, L. E., A. Jorajuria-Corbo. 1986. Nuevos registros de poliquetos (Annelida: Polychaeta) para la bahía de San Quintín, Baja California, México. Ciencias Marinas, 12(3): 41-61.
- Camacho-Ibar, V. F., J. D. Carriquiry, S. V. Smith. Título del trabajo, In: Smith, S. V., J. I. Marshall Crossland, C. J. Cossland (eds.). 1999. Mexican and Central American coastal lagoon systems: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports and Studies No. 13, ii + 115 pp. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands.
- Cantú-Martínez, P. C. 1987. Nuevo registro de *Tectidrilus diversus* Erséus, 1982 (Oligochaeta: Tubificidae) para la Bahía de San Quintín, Baja California. Ciencias Marinas, 13(3): 63-68.
- Cao, Y., D. D. Williams, N. E. Williams. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment. Limnol. Oceanogr., 43(7): 1403-1409.
- Cao, Y., D. P. Larsen. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. J. N. Am. Benthol. Soc., 20: 144-153.
- Chace, F. A. 1972. The shrimps of the Smithsonian Bredin Caribbean Expeditions, with a summary of the West Indian shallow water species (Crustacea: Decapoda: Natantia. Smith. Contr. Zool., 98: 1-179.

- Chessa, L. A., E. Fresi, L. Soggiu. 1983. Preliminary data on consumers food web in a *Posidonia oceanica* (L) DELILE bed. Rapp. Comm. Int. Médit., 28(3): 159-160.
- Chessa, L. A., G. Bionda, M. C. Buia, M. C. Gambi, M. Lorenti, R. Maj, R. Manconi, M. Martinelli, M. G. Pintus, G. F. Russo, M.B. Scipione, E. Taramelli. 1989. Indagini su *Posidonia oceanica* nella rada di porto conte (Sardegna Nord-Occidentale): Caratteristiche della prateria e fauna vagile. *Oebalia*, XV-1, N. S: 99-107.
- Cinar, M. E., Z. Ergen, B. Ozturk, F. Kirkim. 1998. Seasonal analysis of zoobenthos associated with a *Zostera marina* L. bed in Gulbahce bay (Aegean Sea, Turkey). *Marine Ecology*, 19(2): 147-162.
- Clarke, K. R., R. H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 213-226.
- Clarke, K. R., R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities, an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, U. K. 210 pp.
- Colognola, R., M. C. Gambi, L. A. Chessa. 1984. Polychaetes of the *Posidonia oceanica* (L) DELILE foliar stratum: comparative observations. In: C. F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac, J. Olivier (eds.). *Int. Workshop Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie Publ., 1: 101-108.
- Dance, S. P. 1974. The collector's encyclopedia of shells. McGraw-Hill, New York, 228 pp.
- Dawson, E. Y. 1962. Benthic marine exploration of bahía de San Quintín, Baja California, 1960-61. *Pacific Naturalist*, 3(6-7): 250-280.

- Del Valle-Lucero. I. 1979. Aplicación de un modelo numérico y análisis de las condiciones hidrodinámicas en la Bahía de San Quintín, Baja California. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B. C., 32 pp.
- Diaz-Castañeda, V., V. Rodríguez-Villanueva. 1998. Polichaete fauna from San Quintín Bay, Baja California, México. Bull. South. Cal. Acad. Sci., 97: 9-32.
- Duarte, C. M. 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 250: 117-131.
- Edgar, G. J. 1990. The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with western Australian seagrass beds. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 137: 215-240.
- 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. 1995. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia. 1. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port, Victoria. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 194: 107-131
- Edgar, G. J., H. Mukai, R. J. Orth. 2001. Fish, crabs, shrimps and other large mobile epibenthos: measurement methods for their biomass and abundance in seagrass. In: F. T. Short, R. G. Coles (ed.). Global seagrass research methods, Elsevier Science B. V., Netherlands, 473 pp.
- Escoto-Rodríguez, F. 1996. Aspectos ecológicos y poblacionales de *Erichsonella crenulata* Menzies, 1950 (Crustacea: Isopoda: Valvifera) en la Bahía de San

- Quintín, Baja California. Tesis de Licenciatura en biología, U. A. B. C., Ensenada, B. C., 44 pp.
- Etherington, L. L., D. B. Eggleston. 2000. Large-scale blue crab recruitment: linking postlarval transport, post-settlement planktonic dispersal, and multiple nursery habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 204: 179-198.
- Fauchald, K. 1977. The Polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum, California, 188 pp.
- Fauchald, K., P. A. Jumars. 1979. The diet of worms: a study of Polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17: 193-284.
- Flores-Uzeta, O. 1996. Anfípodos epifaunales de la localidad El Chute, San Quintín, B. C.: Biología y diversidad. Informe Técnico, Comunicaciones Académicas, Serie Ecología, CICESE, 33 pp, CTEC9605.
- Fredette, T. J., R. J. Díaz, J. van Montfrans, R. J. Orth. 1990. Secondary production within a seagrass bed (*Zostera marina* and *Ruppia maritima*) in lower Chesapeake Bay. *Estuaries*, 13(4): 431-440.
- Gambi, M. C., L. Giovanni, F. Russo, M. B. Scipione, V. Supo. 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *Marine Ecology*, 13: 17-39.
- Giangrande, A. 1985. Policheti dei rizomi di *Posidonia oceanica* (L) DELILE, di una prateria dell'isola d'ischia (Golfo di Napoli). *Atti Soc. Toscana Sci. Nat. Mem.*, serie B, 92: 195-206.
- Giese, A. C. 1967. Some methods for study of the biochemical constitution of marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.*, 5: 159-186.

- Gilbert, S., K. B. Clark. 1981. Seasonal variation in standing crop of the seagrass *Syringodium filiforme* and associated macrophytes in the northern Indian River, Florida. *Estuaries*, 4(3): 223-225.
- Godin, G. 1988. Tides. Technical Report. CICESE, Ensenada, B. C.,
- Gray, J. S., M. Aschan, M. R. Carr, K. R. Clarke, R. H. Green, T. H. Pearson, R. Rosenberg, R. M. Warwick. 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 152-165.
- Grebmeier, J. M., N. M. Harrison. 1992. Seabird feeding on benthic amphipods facilitated by gray whale activity in the northern Bering Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 80: 125-133.
- Guidetti, P., S. Bussoti. 2000. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrass *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the Western Mediterranean. *Oceanol. Acta*, 23(7): 759-770.
- Hartman, O. 1968. Atlas of the Errantiate polychaetous annelids from California. Allan Hancock Found., California, 828 pp.
- Heck, K., G. Wetstone. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J. Biogeogr.*, 4: 135-142.
- Heck, K. L., R. J. Orth. 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay: Decapod Crustacea. *Estuaries*, 3(4): 289-295.
- Heck, K. L., T. A. Thoman. 1984. The nursery role of seagrass meadows in the upper and lower reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 7: 70-92.

- Heck, K. L., 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(2): 379-389.
- Hemminga, M. A., C. M. Duarte. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, U. K., 298 pp.
- Horinouchi, M., M. Sano. 1999. Effects of changes in seagrass shoot density and leaf height on abundances and distribution patterns of juveniles of the gobiid fishes in a *Zostera marina* bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 183: 87-94.
- Hill, M. O. 1972. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2): 427-431.
- Hily, C., M. Bouteille. 1999. Modifications of the specific diversity and feeding guilds in an intertidal sediment colonized by an eelgrass meadow (*Zostera marina*) (Brittany, France). *Comptes Rendus de l'Academic des Sciences Serie III de la Vie*, 322(12): 1121-1131.
- Holme, N. A., A. D. McIntyre. 1984. *Methods for the study of marine benthos*, 2nd edn. Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- Horinouchi, M., M. Sano. 1999. Effects of changes in seagrass shoot density and leaf height on abundances and distribution patterns of juveniles of the gobiid fishes in a *Zostera marina* bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 183: 87-94.
- Ibarra-Obando, S. E., R. Aguilar-Rosas. 1985. Macroalgas flotantes y epífitas asociadas con *Zostera marina* L. en Bahía de San Quintín (B. C. México) durante verano-otoño 1982: biomasa y composición taxonómica. *Ciencias Marinas*, 11(3): 89-104.

- Ibarra-Obando, S. E., R. Huerta-Tamayo. 1987. Blade production of *Zostera marina* (L) during the summer-autumn period on the Pacific coast of Mexico. *Aquatic Botany*, 28: 301-315.
- Ibarra-Obando, S. E., R. Ríos. 1993. Ecosistemas de fanerógamas marinas. En: S. I. Salazar-Vallejo, N. E. González (eds.). *Biodiversidad marina y costera de México*, Com. Nal. Biodiversidad y COQRO, México, 54-65.
- Jacobs, R. P. W. M., H. H. Hegger, A. Ras-Willems. 1982. Seasonal variation in the structure of a *Zostera* community on tidal flats in the SW Netherlands, with special reference to the benthic fauna. In: R. P. W. M. Jacobs (ed). *Component studies in seagrass ecosystems along west European coasts*, 119-149.
- Juárez-Villarreal, M. M. 1982. Modelo unidimensional de dispersión para un estuario ramificado y su aplicación a Bahía San Quintín. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B. C., 79 pp.
- Keen, A. M. 1962. A new west Mexican subgenus and new species of Montacutidae (Mollusca: Pelecypoda), with a list of Mollusca from Bahía de San Quintín. *Pacific Naturalist*, 3: 321-328.
- Keen, A. M. 1971. *Sea shells of Tropical West America. Marine mollusks from Baja California to Peru*. Stanford University Press, California, 1064 pp.
- Kennish, J. M. 1990. *Ecology of estuaries, vol. II: Biological aspects*. CRC Press Inc., Boston, 391pp.
- Kikuchi, T. 1980. Faunal relationship in temperate seagrass beds. In: R. C. Philips, C. P. McRoy (eds.). *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Garland, STPR, New York, 153-172.

- Kikuchi, T., J. M. Peres. 1977. Animal communities in seagrass beds: a review. In: C. P. McRoy, C. Helfferich (eds.). Seagrass ecosystems a scientific perspective. Marcel Dekker, New York, pp 147-193.
- Knox, G. A. 1986. Seagrass ecosystems, in: Knox, G. A. 1986. Estuarine ecosystems: a systems approach, vol. II. CRC Press, Inc., USA, (139-146).
- Krebs, C. J. 1985. Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia, 2ª ed. Harper and Row Latinoamericana, México. 753 pp.
- Kruskal, J. B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psychometrika, 29: 1-27.
- Lewis, F. G., A. W. Stoner. 1983. Distribution of macrofauna within seagrass beds: an explanation for patterns of abundance. Bull. Mar. Sci., 33(2): 296-304.
- Ludwing, J. A., J. F. Reynolds. 1988. Statistical ecology. John Wiley and Sons, New York, 337 pp.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, USA. 179p.
- Marchant, R. 2002. Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? J. N. Am. Benthol. Soc., 21(2): 311-313.
- Mattila J., G. Chaplin, M. R. Eilers, K. L. Heck, J. P. O'Neal, J. F. Valentine. 1999. Spatial and diurnal distribution of invertebrate and fish fauna of a *Zostera marina* bed and nearby unvegetated sediments in Damariscotta River, Maine (USA). J. Sea Res., 41(4): 321-332.

- Mazella, L., M. B. Scipione, M. C. Buia. 1989. Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Ecology*, 10(2): 107-129.
- Menzies, J. R. 1962. The marine isopod fauna of Bahía de San Quintín, Baja California, México. *Pacific Naturalist*, 3(11): 337-348.
- Menzies, R. J., J. L. Barnard. 1959. Marine Isopoda on coastal shelf bottoms of Southern California: Systematic and ecology. *Pacific Naturalist*, 1: 3-25.
- Miller, D. J., R. N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California, Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull. 157-235 pp.
- Möller, P., L. Phil, R. Rosenberg. 1985. Benthic faunal energy flow and biological interaction in some shallow marine soft bottom habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 27: 109-121.
- Monreal-Gómez, M. A. 1980. Aplicaciones de un modelo de dispersión, en Bahía San Quintín, Baja California. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B. C., 80 pp.
- Nagelkerken, I., G. van der Velde, M. W. Gorissen, G. J. Meijer, T. van't Hof, C. den Hartog. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 31-44.
- Nakaoka, M. 2001. Small variation in a benthic community at an intertidal flat in Thailand: effects of spatial heterogeneity of seagrass vegetation. *Benthos Research*, 56(2): 63-71.

- Nakaoka, M., T. Toyohara, M. Matsumasa. 2001. Seasonal and between-substrate variation in mobile epifaunal community in a multispecific seagrass bed of Otsuchi bay, Japan. *Mar. Ecol.*, 22(4): 379-395.
- Nelson, W. G. 1979. An analysis of structural pattern in an eelgrass (*Zostera marina* L.) amphipod community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 38: 225-245.
- Ogden, J. C. 1980. Faunal relationships in Caribbean seagrass beds. In: R. C. Phillips, C. P. McRoy (eds.) 1980. Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective. Garland STPM Press, New York, 353 pp.
- Orth, R. J., K. Heck, J. V. Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7(4A): 339-350.
- Osorno-Velazquez, A. I. 2000. Impacto del cultivo de moluscos filtroalimentadores en el fitoplancton y calidad del agua de Bahía San Quintín. Tesis de Maestría, CICESE, Ensenada, B. C., 48 pp.
- Paiva, P. C. 2001. Spatial and temporal variation of a nearshore benthic community in southern Brazil: implications for the design of monitoring programs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 423-433.
- Parker, J. D., J. E. Duffy, R. J. Orth. 2001. Plant species diversity and composition: experimental effects on marine epifaunal assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 224: 55-67.
- Phillips, R. C. 1976. Seagrasses and the coast. *Oceans*, 21(3): 30-41.
- Poumian-Tapia, M., S. E. Ibarra-Obando. 1999. Demography and biomass of the seagrass *Zostera marina* in a mexican coastal lagoon. *Estuaries*, 22(4): 837-847.

- Raz-Guzmán, A. 1995. Caracterización trófica de los componentes dominantes de las comunidades bentónicas en Laguna de Términos, Campeche y en la plataforma continental adyacente. Tesis de Doctorado. UACPyP-CCH. Univ. Nal. Autón. México. 85 pp.
- Reish, J. D. 1963. A quantitative study of the benthic polychaetous annelids of Bahía de San Quintín, Baja California. *Pacific Naturalist*, 3(14): 400-435.
- Reise, K. 1978. Experiments on epibenthic predation in the Wadden sea. *Helgoländer wiss. Meeresunter*, 31: 55-101.
- Reish, D. J., K. Fauchald. 1977. Essays on polichaetous annelids. In memory of Dr. Olga Hartman. Allan Hancock Foundation, California, 604 pp.
- Ricciardi, A., E. Bourget. 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 163: 245-251.
- Robertson, A. I. 1979. The relationship between annual production: biomass ratios and lifespans for marine macrobenthos. *Oecología*, 38: 193-202.
- Rosales-Casian, J. A. 1996. Ictiofauna de la Bahía de San Quintín, Baja California, México, y su costa adyacente. *Ciencias Marinas*, 22(4): 443-458.
- Rosales-Casian, J. A. 1997. Estructura de la comunidad de peces y el uso de los ambientes de bahías, lagunas y costa abierta en el Pacífico norte de Baja California. Tesis de Doctorado, CICESE, Ensenada, B. C., 201 pp.
- Shepard, R. N. 1962. The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika*, 27: 125-140.

- Shorth, F. T., K. Matso, H. M. Hoven, J. Whitten, D. M. Burdick, C. A. Short. 2001. Lobster use of eelgrass habitat in the Piscataqua River on the New Hampshire/Maine border, USA. *Estuaries*, 24(2): 277-284.
- Siqueiros-Beltrones, D. A., S. E. Ibarra-Obando. 1985. Lista florística de las diatomeas epifitas de *Zostera marina* en Bahía Falsa, San Quintín. *Ciencias Marinas*, 11(3): 21-67.
- Sparla, M. P. 1989. Gli anfipodi (Crustacea, Peracarida) nei contenuti stomacali di *Mullus surmuletus* L. (Pisces) del Golfo di Palermo (Sicilia N/W) *Oebalia*, 15: N. S.: 269-278.
- Stephenson, W., S. D. Cook. 1980. Elimination of species before cluster analysis. *Aust. J. Ecol.*, 5: 263-273.
- Stoner, A. W. 1980. The role of seagrass biomass in the organization of benthic macrofaunal assemblages. *Frierfjord/Langesundfjord Bull. Mar. Sci.*, 30(3): 537-551.
- 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: 19-40.
- Subrahmanyam, C. B., C. L. Coultas. 1980. Studies on the animal communities in two north Florida salt marshes, part III. Seasonal fluctuations of fish and macroinvertebrates. *Bull. Mar. Sci.*, 30(4): 790-818.
- Talley, T. S., P. K. Dayton, S. E. Ibarra-Obando. 2000. Tidal flat macrofaunal communities and their associated environments in estuaries of Southern California and Northern Baja California, Mexico. *Estuaries*, 23: 97-114.

- Thayer, G. W., D. A. Wolfe, R. B. Williams. 1975. The impact of man on seagrass systems. *Am. Sci.*, 63: 288-296.
- Torres-Fernandez, H. V. 1986. Estudio de factibilidad para la creación de un distrito de acuacultura en el área de Bahía de San Quintín, Baja California, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Marinas, UABC, Ensenada, B. C., 122 pp.
- Tolan, J. M., S. A. Holt, C. P. Onuf. 1997. Distribution and community structure of ichthyoplankton in Laguna Madre seagrass meadows: potential impact of seagrass species change. *Estuaries*, 20(2): 450-464.
- 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. Prog. Ser.*, 96: 63-74.
- Villarreal, G. 1995. Alteraciones en la estructura de la comunidad del macrobentos en Bahía Falsa, México, relacionadas con el cultivo de *Crassostrea gigas*. *Ciencias Marinas*, 21(4): 373-386.
- Waters, T. F. 1977. Secondary production in inland waters. *Adv. Ecol. Res.*, 10: 91-164.
- Williams, R. B. 1973. Nutrient levels and phytoplankton productivity in the estuary. In: R. A. Chabreck (ed.). *Proceedings of the coastal marsh and estuary management symposium*. Louisiana State Univ., Baton Rouge, 59-89.
- Wood, E. J. F., W. E. Odum, J. C. Zieman. 1969. Influence of seagrass on the productivity of coastal lagoons. In: A. Ayala-Castanares, F. B. Phleger (eds.). *Coastal lagoons, a symposium*. U. N. A. M., 495-502.

Worthington, D. G., S. E. Ferrell, J. D. Bell. 1992. Effects of the shoot density of seagrass on fish and decapods: are correlation evident over larger spatial scales? *Marine Biology*, 112: 139-146.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*, 3ra. ed. Prentice Hall, Inc., New Jersey. 121 pp.

ANEXO A.

PHYLUM: Annelida

CLASE: **Polychaeta**

ORDEN: Spionida

FAMILIA: Spionidae

ESPECIES: *Polydora cirrosa*

Prionospio heterobranchia

FAMILIA: Cirratullidae

ESPECIES: *Cautleriella alata*

ORDEN: Capitellida

FAMILIA: Capitellidae

ESPECIES: *Mediomastus* sp.

FAMILIA: Maldanidae

ESPECIES: *Praxillella pacifica*

ORDEN: Opheliida

FAMILIA: Opheliidae

ESPECIES: *Armandia brevis*

Polyphthalmus pictus

ORDEN: Phyllodocida

FAMILIA: Phyllodocidae

ESPECIES: *Eulalia bilineata*

Eteone californica

FAMILIA: Polynoidae

ESPECIES: *Armothoe hirsuta*

FAMILIA: Syllidae

ESPECIES: *Exogone lourei*

Eusyllis habeii

Eusyllis transecta

Sphaerosyllis californiensis

FAMILIA: Nereididae

ESPECIES: *Platynereis bicanaliculata*

ORDEN: Eunicida

FAMILIA: Lumbrineridae

ESPECIES: *Scoletoma tetraura*

ORDEN: Flabelligerida

FAMILIA: Flabelligeridae

ESPECIES: *Brada villosa*

ORDEN: Terebellida

FAMILIA: Terebellidae

ESPECIES: *Pista alata*

Streblosoma sp. B.

ORDEN: Sabellida

FAMILIA: Sabellidae

ESPECIES: *Fabricia brunnea*
Chone mollis
Megalomma pigmentum
Typosyllis hyalina
Typosyllis regulata

PHYLUM: **Mollusca**

CLASE: Pelecypoda

ORDEN: Mytiloidea

FAMILIA: Mytilidae

ESPECIES: *Modiolus* sp.

ORDEN: Pterioidea

FAMILIA: Pectinidae

ESPECIES: *Pecten perulus*

CLASE: Gastropoda

ORDEN: Archeogastropoda

FAMILIA: Acmaeidae

ESPECIES: *Notoacmea depicta*.

FAMILIA: Turbinidae

ESPECIES: *Astraea buschii*

FAMILIA: Neritidae

ESPECIES: *Theodoxus* sp.

ORDEN: Mesogastropoda

FAMILIA: Assimineidae

ESPECIES: *Assiminea californica*
Assiminea dubiosa

FAMILIA: Cerithiidae

ESPECIES: *Bittium peruvianum*
Cerithiopsis halia

FAMILIA: Epitoniidae

ESPECIES: *Acirsa cerralvoensis*

ORDEN: Neogastropoda

FAMILIA: Columbellidae

ESPECIES: *Mitrella caulerpae*
Mitrella gouldi

ORDEN: Cephalospidea

FAMILIA: Atyidae

ESPECIES: *Atys casta*
Haminoea angelenses

ORDEN: Nudibranchia

CLASE: Cephalopoda

ORDEN: Octopoda

FAMILIA: Octopodidae

ESPECIES: *Octopus bimaculoides*

PHYLUM: Crustacea

CLASE: Malacostraca

ORDEN: **Amphipoda**

SUBORDEN: Gammaridea

FAMILIA: Amphilochidae

ESPECIES: *Amphilochus neapolitanus*

FAMILIA: Ampithoidae

ESPECIES: *Ampithoe plumosa*

FAMILIA: Corophiidae

ESPECIES: *Corophium baconi*

Erichtonius brasiliensis

FAMILIA: Eusiridae

ESPECIES: *Rhachotropis inflata*

FAMILIA: Gamaridae

ESPECIES: *Elasmopus rapax*

FAMILIA: Hyalidae

ESPECIES: *Hyale nigra*

FAMILIA: Leucothoidae

ESPECIES: *Leucothoe alata*

FAMILIA: Stenothoidae

ESPECIES: *Stenothoe freycana*

SUBORDEN: Caprellidea

FAMILIA: Caprellidae

ESPECIES: *Caprella* sp. 1

Caprella sp. 2

Caprella sp. 3

ORDEN: **Isopoda**

SUBORDEN: Flabellifera

FAMILIA: Aegidae

ESPECIES: *Rocinela tuberculosa*

FAMILIA: Cirolanidae

ESPECIES: *Cirolana parva*

FAMILIA: Cymothoidae

ESPECIES: *Lironeca panamensis*

FAMILIA: Sphaeromatidae

ESPECIES: *Paracerceis sculpta*

SUBORDEN: Valvifera

FAMILIA: Idoteidae

ESPECIES: *Erichsonella crenulata*

ORDEN: Decapoda

INFRAORDEN: **Caridea**

FAMILIA: Hippolytidae

ESPECIES: *Hippolyte californiensis*

INFRAORDEN: **Brachyura**

FAMILIA: Portunidae

ESPECIES: *Callinectes bellicosus*
Portunus xantusii

CLASE: **Pycnogonida**

FAMILIA: Nymphonidae

ESPECIES: *Nymphon pixellae*

PHYLUM: Chordata

CLASE: **Osteichthyes**

ORDEN: Gasterosteiformes

FAMILIA: Syngnathidae

ESPECIES: *Syngnathus leptorhynchus*

ORDEN: Perciformes

FAMILIA: Embiotocidae

ESPECIES: *Embiotoca jacksoni*

FAMILIA: Bleniidae

ESPECIES: *Hyppsoblennius gentilis*
Hyppsoblennius jenkinsi

FAMILIA: Clinidae

ESPECIES: *Paraclinus integripinis*

FAMILIA: Gobiidae

ESPECIES: *Clevelandia ios*
Ilypnus gilberti

ANEXO B.

Anexo B1.- Abundancias totales por arrastre (15.5 m ²).								
Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Total	%
<i>Acirsa cerralvoensis</i> (mol)	9	25	2	2	0	0	38	0.012
<i>Admete couthouyi</i> (mol)	6	22	6	6	56	36	132	0.042
<i>Amphilocheus neapolitanus</i> (anf)	180	232	496	384	56	24	1372	0.433
<i>Amphitoe plumosa</i> (anf)	152	1960	6896	4096	640	876	14620	4.612
<i>Ancylus fluviatilis</i> (mol)	0	6	0	0	1	1	8	0.003
<i>Armandia brevis</i> (pol)	0	1	0	0	0	0	1	0.000
<i>Assimineea californica</i> (mol)	6	24	54	2	2	1	89	0.028
<i>Assimineea dubiosa</i> (mol)	57852	36326	36609	39239	34852	17913	222791	70.278
<i>Astrea buschii</i> (mol)	0	1	0	0	0	0	1	0.000
<i>Atys casta</i> (mol)	0	0	0	0	2	1	3	0.001
<i>Bittium peruvianum</i> (mol)	0	0	0	1	2	0	3	0.001
<i>Brada villosa</i> (pol)	0	0	3	1	0	0	4	0.001
<i>Callinectes bellicosus</i> (braq)	0	1	0	0	0	0	1	0.000
<i>Caprella</i> sp. 1 (anf)	4	16	0	0	0	28	48	0.015
<i>Caprella</i> sp. 2 (anf)	4	32	16	0	0	2	54	0.017
<i>Caprella</i> sp. 3 (anf)	0	0	0	0	0	11	11	0.003
<i>Caulleriella alata</i> (pol)	0	0	0	0	0	1	1	0.000
<i>Cerithiopsis halia</i> (mol)	1	0	0	1	0	1	3	0.001
<i>Chone mollis</i> (pol)	0	1	0	0	0	1	2	0.001
<i>Cirolana parva</i> (isop)	2	0	129	0	0	15	146	0.046
<i>Clevelandia ios</i> (pez)	15	0	10	20	54	23	122	0.038
<i>Corophium baconi</i> (anf)	216	1496	2496	4864	552	232	9856	3.109
<i>Embiotoca jacksoni</i> (pez)	12	2	0	0	1	0	15	0.005
<i>Erichsonella crenulata</i> (isop)	15	7	511	1712	2579	1069	5893	1.859
<i>Erichthonius brasiliensis</i> (anf)	272	296	1424	8672	320	148	11132	3.512
<i>Eteone californica</i> (pol)	0	0	0	1	0	5	6	0.002
<i>Eulalia bilineata</i> (pol)	0	0	10	67	18	10	105	0.033
<i>Eusyllis habeii</i> (pol)	0	0	1	0	0	0	1	0.000
<i>Eusyllis transecta</i> (pol)	0	0	5	2	2	0	9	0.003
<i>Exogone lourei</i> (pol)	1	0	25	87	25	4	142	0.045
<i>Fabricia brunnea</i> (pol)	0	0	1	0	0	1	2	0.001
<i>Haminoea angelenses</i> (mol)	0	2	2	34	2	4	44	0.014
<i>Harmothoe hirsuta</i> (pol)	0	0	0	0	0	2	2	0.001
<i>Heterostichus rostratus</i> (pez)	0	2	0	0	0	0	2	0.001
<i>Hyale nigra</i> (anf)	116	672	6544	9952	2944	864	21092	6.653
<i>Hyppolyte californiensis</i> (car)	4222	3034	2882	436	3725	2189	16488	5.201
<i>Hyppsoblennius gentilis</i> (pez)	0	0	0	0	2	0	2	0.001
<i>Hyppsoblennius jenkinsi</i> (pez)	0	3	0	0	7	0	10	0.003
<i>Ilypnus gilberti</i> (pez)	0	0	0	2	12	3	17	0.005
<i>Lironeca panamensis</i> (isop)	0	0	0	2	0	0	2	0.001
<i>Mediomastus</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0	4	4	0.001
<i>Megalomma pigmentum</i> (pol)	0	0	2	0	0	0	2	0.001
<i>Mitrella caulerpae</i> (mol)	0	22	39	4	21	5	91	0.029
<i>Mitrella gouldii</i> (mol)	88	834	120	16	119	92	1269	0.400
<i>Modiolus</i> sp. (mol)	0	0	1	0	0	0	1	0.000
<i>Notoacmea depicta</i> (mol)	14	18	57	83	5	3	180	0.057
<i>Nudibranchia</i> (mol)	0	3	1	3	3	2	12	0.004
<i>Nymphon pixellae</i> (pic)	0	0	0	728	0	118	846	0.267
<i>Octopus bimaculoides</i> (mol)	0	0	0	2	0	0	2	0.001
<i>Paracerceis sculpta</i> (isop)	0	0	125	1000	0	1432	2557	0.807
<i>Paraclinus integripinnis</i> (pez)	0	0	0	0	1	0	1	0.000
<i>Pecten perulus</i> (mol)	0	1	0	1	0	1	3	0.001

Anexo B1 (Continuación).- Abundancias totales por arrastre (15.5 m²).

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Total	%
<i>Pista alata</i> (pol)	0	0	2	0	0	0	2	0.001
<i>Platynereis bicanaliculata</i> (pol)	39	85	378	1321	261	196	2280	0.719
<i>Polydora cirrosa</i> (pol)	7	23	42	30	3	102	207	0.065
<i>Polyopthalmus pictus</i> (pol)	1	6	0	0	0	0	7	0.002
<i>Portunus xantusii</i> (brach)	0	0	0	0	0	2	2	0.001
<i>Praxillella pacifica</i> (pol)	0	0	0	0	0	1	1	0.000
<i>Prionospio heterobranchia</i> (pol)	0	0	4	0	0	17	21	0.007
<i>Rachotropis inflata</i> (anf)	208	408	1744	1024	72	1020	4476	1.412
<i>Rocinela tuberculosa</i> (isop)	0	0	0	5	0	0	5	0.002
<i>Scoletoma tetraura</i> (pol)	1	0	2	0	0	6	9	0.003
Sp. A (anf)	0	8	16	64	8	128	224	0.071
Sp. B (anf)	0	0	16	0	8	8	32	0.010
Sp. C (anf)	0	0	0	0	16	4	20	0.006
Sp. D (anf)	0	0	0	0	0	16	16	0.005
Sp. E (anf)	0	0	0	0	0	8	8	0.003
<i>Stenothoe</i> sp. (anf)	56	24	0	0	0	0	80	0.025
<i>Streblosoma</i> sp. (pol)	0	0	0	0	2	20	22	0.007
<i>Sphaerosyllis californiensis</i> (pol)	0	0	0	3	0	0	3	0.001
<i>Syngnathus leptorhynchus</i> (pez)	27	80	63	46	75	47	338	0.107
<i>Theodoxus</i> sp. (mol)	0	0	0	0	0	1	1	0.000
<i>Typosyllis hyalina</i> (pol)	0	0	0	0	0	17	17	0.005
<i>Typosyllis regulata</i> (pol)	0	0	0	0	0	5	5	0.002

mol = molusco

anf = anfípodo

pol = poliqueto

braq = braquiuro

isop = isópodo

car = carídeo

pic = picnogónido

Anexo B2.- Densidad para cada taxa (indiv m⁻²)

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Prom.
<i>Acirsa cerralvoensis</i> (mol)	0.58	1.61	0.13	0.13	0	0	0.41
<i>Admete couthouyi</i> (mol)	0.39	1.42	0.39	0.39	3.61	2.32	1.42
<i>Amphilocheus neapolitanus</i> (anf)	11.61	14.97	32.00	24.77	3.61	1.55	14.75
<i>Amphitoe plumosa</i> (anf)	9.81	126.45	444.90	264.26	41.29	56.52	157.20
<i>Ancylus fluviatilis</i> (mol)	0	0.39	0	0	0.06	0.06	0.09
<i>Armandia brevis</i> (pol)	0	0.06	0	0	0	0	0.01
<i>Assiminea californica</i> (mol)	0.39	1.55	3.48	0.13	0.13	0.06	0.96
<i>Assiminea dubiosa</i> (mol)	3732.39	2343.61	2361.87	2531.55	2248.52	1155.68	2395.60
<i>Astrea buschii</i> (mol)	0	0.06	0	0	0	0	0.01
<i>Atys casta</i> (mol)	0	0	0	0	0.13	0.06	0.03
<i>Bittium peruvianum</i> (mol)	0	0	0	0.06	0.13	0	0.03
<i>Brada villosa</i> (pol)	0	0	0.19	0.06	0	0	0.04
<i>Callinectes bellicosus</i> (braq)	0	0.06	0	0	0	0	0.01
<i>Caprella</i> sp. 1 (anf)	0.26	1.03	0	0	0	1.81	0.52
<i>Caprella</i> sp. 2 (anf)	0.26	2.06	1.03	0	0	0.13	0.58
<i>Caprella</i> sp. 3 (anf)	0	0	0	0	0	0.71	0.12
<i>Caulleriella alata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.06	0.01
<i>Cerithiopsis halia</i> (mol)	0.06	0	0	0.06	0	0.06	0.03
<i>Chone mollis</i> (pol)	0	0.06	0	0	0	0.06	0.02
<i>Cirolana parva</i> (isop)	0.13	0	8.32	0	0	0.97	1.57
<i>Clevelandia ios</i> (pez)	0.97	0	0.65	1.29	3.48	1.48	1.31
<i>Corophium baconi</i> (anf)	13.94	96.52	161.03	313.81	35.61	14.97	105.98
<i>Embiotoca jacksoni</i> (pez)	0.77	0.13	0	0	0.06	0	0.16
<i>Erichsonella crenulata</i> (isop)	0.97	0.45	32.97	110.45	166.39	68.97	63.37
<i>Erichtonius brasiliensis</i> (anf)	17.55	19.10	91.87	559.48	20.65	9.55	119.70
<i>Eteone californica</i> (pol)	0	0	0	0.06	0	0.32	0.06
<i>Eulalia bilineata</i> (pol)	0	0	0.65	4.32	1.16	0.65	1.13
<i>Eusyllis habeii</i> (pol)	0	0	0.06	0	0	0	0.01
<i>Eusyllis transecta</i> (pol)	0	0	0.32	0.13	0.13	0	0.10
<i>Exogone lourei</i> (pol)	0.06	0	1.61	5.61	1.61	0.26	1.53
<i>Fabricia brunnea</i> (pol)	0	0	0.06	0	0	0.06	0.02
<i>Haminoea angelenses</i> (mol)	0	0.13	0.13	2.19	0.13	0.26	0.47
<i>Harmothoe hirsuta</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.13	0.02
<i>Heterostichus rostratus</i> (pez)	0	0.13	0	0	0	0	0.02
<i>Hyale nigra</i> (anf)	7.48	43.35	422.19	642.06	189.94	55.74	226.80
<i>Hyppolyte californiensis</i> (car)	272.39	195.74	185.94	28.13	240.32	141.23	177.29
<i>Hypposoblennius gentilis</i> (pez)	0	0	0	0	0.13	0	0.02
<i>Hypposoblennius jenkinsi</i> (pez)	0	0.19	0	0	0.45	0	0.11
<i>Ilypnus gilberti</i> (pez)	0	0	0	0.13	0.77	0.19	0.18
<i>Lironeca panamensis</i> (isop)	0	0	0	0.13	0	0	0.02
<i>Mediomastus</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0	0.26	0.04
<i>Megalomma pigmentum</i> (pol)	0	0	0.13	0	0	0	0.02
<i>Mitrella caulerpae</i> (mol)	0	1.42	2.52	0.26	1.35	0.32	0.98
<i>Mitrella gouldii</i> (mol)	5.68	53.81	7.74	1.03	7.68	5.94	13.65
<i>Modiolus</i> sp. (mol)	0	0	0.06	0	0	0	0.01
<i>Notoacmea depicta</i> . (mol)	0.90	1.16	3.68	5.35	0.32	0.19	1.94
<i>Nudibranchia</i> (mol)	0	0.19	0.06	0.19	0.19	0.13	0.13
<i>Nymphon pixellae</i> (pic)	0	0	0	46.97	0	7.61	9.10
<i>Octopus bimaculoides</i> (mol)	0	0	0	0.13	0	0	0.02
<i>Paracerceis sculpta</i> (isop)	0	0	0	64.52	0	92.39	27.49
<i>Paraclinus integripinnis</i> (pez)	0	0	0	0	0.06	0	0.01
<i>Pecten perulus</i> (mol)	0	0.06	0	0.06	0	0.06	0.03
<i>Pista alata</i> (pol)	0	0	0.13	0	0	0	0.02
<i>Platynereis bicanaliculata</i> (pol)	2.52	5.48	24.39	85.23	16.84	12.65	24.52
<i>Polydora cirrosa</i> (pol)	0.45	1.48	2.71	1.94	0.19	6.58	2.23
<i>Polyopthalmus pictus</i> (pol)	0.06	0.39	0	0	0	0	0.08
<i>Portunus xantusii</i> (brach)	0	0	0	0	0	0.13	0.02

Anexo B2 (Continuación).- Densidad para cada taxa (indiv m⁻²)

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Prom.
<i>Praxillella pacifica</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.06	0.01
<i>Prionospio heterobranchia</i> (pol)	0	0	0.26	0	0	1.10	0.23
<i>Rachotropis inflata</i> (anf)	13.42	26.32	112.52	66.06	4.65	65.81	48.13
<i>Rocinela tuberculosa</i> (isop)	0	0	0	0.32	0	0	0.05
<i>Scoletoma tetraura</i> (pol)	0.06	0	0.13	0	0	0.39	0.10
Sp. A (anf)	0	0.52	1.03	4.13	0.52	8.26	2.41
Sp. B (anf)	0	0	1.03	0	0.52	0.52	0.34
Sp. C (anf)	0	0	0	0	1.03	0.26	0.22
Sp. D (anf)	0	0	0	0	0	1.03	0.17
Sp. E (anf)	0	0	0	0	0	0.52	0.09
<i>Stenothoe</i> sp. (anf)	3.61	1.55	0	0	0	0	0.86
<i>Streblosoma</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0.13	1.29	0.24
<i>Sphaerosyllis californiensis</i> (pol)	0	0	0	0.19	0	0	0.03
<i>Syngnathus leptorhynchus</i> (pez)	1.74	2.00	4.06	2.97	4.84	3.03	3.63
<i>Theodoxus</i> sp. (mol)	0	0	0	0	0	0.06	0.01
<i>Typosyllis hyalina</i> (pol)	0	0	0	0	0	1.10	0.18
<i>Typosyllis regulata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.32	0.05

mol = molusco

anf = anfípodo

pol = poliqueto

braq = braquiópodo

isop = isópodo

car = carídeo

pic = picnogónido

Anexo B3.- Biomasa en Peso Húmedo (g PH m⁻²)

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Oct.	Nov.	Prom.	%
<i>Acirsa cerralvoensis</i> (mol)	0.010	0.032	0.008	0.009	0.000	0.000	0.010	0.041
<i>Admete couthouyi</i> (mol)	0.008	0.677	0.246	0.175	1.866	0.548	0.587	2.427
<i>Amphilocheus neapolitanus</i> (anf)	0.013	0.031	0.062	0.083	0.041	0.021	0.042	0.173
<i>Amphitoe plumosa</i> (anf)	0.034	0.387	0.692	0.640	0.129	0.075	0.326	1.349
<i>Ancylus fluviatilis</i> (mol)	0	0.004	0	0	0.001935	0.016129	0.004	0.015
<i>Armandia brevis</i> (pol)	0	0.001	0	0	0	0	0.000	0.000
<i>Assiminea californica</i> (mol)	0.006	0.023	0.066	0.004	0.004	0.003	0.018	0.073
<i>Assiminea dubiosa</i> (mol)	8.585	5.390	5.432	5.823	5.172	2.658	5.510	22.797
<i>Astrea buschii</i> (mol)	0	0.035	0	0	0	0	0.006	0.024
<i>Atys casta</i> (mol)	0	0	0	0	0.002	0.002	0.001	0.003
<i>Bittium peruvianum</i> (mol)	0	0	0	0.002	0.003	0	0.001	0.003
<i>Brada villosa</i> (pol)	0	0	0.002	0.002	0	0	0.001	0.003
<i>Callinectes bellicosus</i> (braq)	0	0.581	0	0	0	0	0.097	0.401
<i>Caprella</i> sp. 1 (anf)	0.026	0.026	0	0	0	0.005	0.009	0.039
<i>Caprella</i> sp. 2 (anf)	0.028	0.026	0.052	0	0	0.005	0.018	0.077
<i>Caprella</i> sp. 3 (anf)	0	0	0	0	0	0.005	0.001	0.004
<i>Cauleriella alata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.000
<i>Cerithiopsis halia</i> (mol)	0.003	0	0	0.002	0	0.002	0.001	0.004
<i>Chone mollis</i> (pol)	0	0.006	0	0	0	0.001	0.001	0.005
<i>Cirolana parva</i> (isop)	0.010	0	0.129	0	0	0.005	0.024	0.099
<i>Clevelandia ios</i> (pez)	0.005	0	0.188	0.469	1.456	0.637	0.459	1.900
<i>Corophium baconi</i> (anf)	0.013	0.036	0.083	0.103	0.041	0.021	0.049	0.205
<i>Embiotoca jacksoni</i> (pez)	1.533	8.834	0	0	1.578	0	1.991	8.237
<i>Erichsonella crenulata</i> (isop)	0.010	0.064	0.259	0.663	0.769	0.224	0.331	1.371
<i>Erichtonius brasiliensis</i> (anf)	0.021	0.026	0.103	0.289	0.067	0.036	0.090	0.374
<i>Eteone californica</i> (pol)	0	0	0	0.001	0	0.002	0.000	0.002
<i>Eulalia bilineata</i> (pol)	0	0	0.001	0.006	0.001	0.001	0.002	0.006
<i>Eusyllis habeii</i> (pol)	0	0	0.001	0	0	0	0.000	0.000
<i>Eusyllis transecta</i> (pol)	0	0	0.001	0.001	0.001	0	0.000	0.001
<i>Exogone lourei</i> (pol)	0.001	0	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.003
<i>Fabricia brunnea</i> (pol)	0	0	0.001	0	0	0.001	0.000	0.001
<i>Haminoea angelenses</i> (mol)	0	0.002	0.003	0.008	0.003	0.010	0.004	0.017
<i>Harmothoe hirsuta</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.003	0.001	0.002
<i>Heterostichus rostratus</i> (pez)	0	1.217	0	0	0	0	0.203	0.839
<i>Hyalae nigra</i> (anf)	0.010	0.036	0.681	0.619	0.263	0.041	0.275	1.139
<i>Hyppolyte californiensis</i> (car)	7.244	6.315	8.826	1.902	9.246	4.320	6.309	26.103
<i>Hypposoblennius gentilis</i> (pez)	0	0	0	0	1.043	0	0.174	0.719
<i>Hypposoblennius jenkinsi</i> (pez)	0	0.944	0	0	3.275	0	0.703	2.910
<i>Ilypnus gilberti</i> (pez)	0	0	0	0.009	0.063	0.043	0.019	0.079
<i>Lironeca panamensis</i> (isop)	0	0	0	0.003	0	0	0.000	0.002
<i>Mediomastus</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.000
<i>Megalomma pigmentum</i> (pol)	0	0	0.001	0	0	0	0.000	0.000
<i>Mitrella caulerpae</i> (mol)	0	0.028	0.047	0.006	0.045	0.012	0.023	0.095
<i>Mitrella gouldii</i> (mol)	0.332	2.641	0.475	0.046	0.428	0.335	0.710	2.936
<i>Modiolus</i> sp. (mol)	0	0	0.003	0	0	0	0.000	0.002
<i>Notoacmea depicta</i> (mol)	0.004	0.003	0.018	0.026	0.001	0.003	0.009	0.038
<i>Nudibranchia</i> (mol)	0	21.182	0.026	0.824	1.371	0.144	3.924	16.237
<i>Nymphon pixellae</i> (pic)	0	0	0	0.010	0	0.003	0.002	0.009
<i>Octopus bimaculoides</i> (mol)	0	0	0	0.013	0	0.015	0.005	0.019
<i>Paracerceis sculpta</i> (isop)	0	0	0.135	0.484	0	0.361	0.163	0.676
<i>Paraclinus integripinnis</i> (pez)	0	0	0	0	0.185	0	0.031	0.128
<i>Pecten perulus</i> (mol)	0	0.003	0	0.036	0	0.006	0.008	0.031
<i>Pista alata</i> (pol)	0	0	0.001	0	0	0	0.000	0.000
<i>Platynereis bicanaliculata</i> (pol)	0.002	0.015	0.039	0.214	0.070	0.041	0.063	0.262
<i>Polydora cirrosa</i> (pol)	0.001	0.002	0.003	0.002	0.001	0.008	0.003	0.011
<i>Polyopthalmus pictus</i> (pol)	0.001	0.001	0	0	0	0	0.000	0.001
<i>Portunus xantusii</i> (brach)	0	0	0	0	0	0.563	0.094	0.388

Anexo B3 (Continuación).- Biomasa en Peso Húmedo (g PH m⁻²)

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Total	%
<i>Praxillella pacifica</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.000
<i>Prionospio heterobranchia</i> (pol)	0	0	0.001	0	0	0.001	0.000	0.001
<i>Rachotropis inflata</i> (anf)	0.018	0.026	0.454	0.062	0.041	0.026	0.105	0.432
<i>Rocinela tuberculosa</i> (isop)	0	0	0	0.001	0	0	0.000	0.001
<i>Scoletoma tetraura</i> (pol)	0.001	0	0.001	0	0	0.001	0.000	0.002
Sp. A (anf)	0	0.026	0.052	0.124	0.041	0.028	0.045	0.187
Sp. B (anf)	0	0	0.083	0	0.036	0.021	0.023	0.096
Sp. C (anf)	0	0	0	0	0.046	0.018	0.011	0.044
Sp. D (anf)	0	0	0	0	0	0.021	0.003	0.014
Sp. E (anf)	0	0	0	0	0	0.021	0.003	0.014
<i>Stenothoe</i> sp. (anf)	0.010	0.031	0	0	0	0	0.007	0.028
<i>Streblosoma</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0.001	0.010	0.002	0.008
<i>Sphaerosyllis californiensis</i> (pol)	0	0	0	0.001	0	0	0.000	0.000
<i>Syngnathus leptorhynchus</i> (pez)	0.672	2.937	1.185	1.163	2.345	1.675	1.663	6.880
<i>Theodoxus</i> sp. (mol)	0	0	0	0	0	0.007	0.001	0.005
<i>Typosyllis hyalina</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.005	0.001	0.004
<i>Typosyllis regulata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.000

mol = molusco

anf = anfípodo

pol = poliqueto

braq = braquiuro

isop = isópodo

car = carídeo

pic = picnogónido

Anexo B4.- Biomasa en Peso Seco Libre de Cenizas (g PSLC m⁻²) calculado mediante factores de corrección.

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Oct.	Nov.	Prom	%
<i>Acirsa cerralvoensis</i> (mol)	0.001	0.002	0.001	0.001	0.000	0.000	0.001	0.028
<i>Admete couthouyi</i> (mol)	0.001	0.049	0.018	0.013	0.135	0.040	0.043	1.651
<i>Amphilocheus neapolitanus</i> (anf)	0.001	0.002	0.004	0.005	0.003	0.001	0.003	0.101
<i>Amphitoe plumosa</i> (anf)	0.002	0.024	0.043	0.040	0.008	0.005	0.020	0.791
<i>Ancylus fluviatilis</i> (mol)	0	0.000	0	0	0.000	0.001	0.000	0.010
<i>Armandia brevis</i> (pol)	0	0.000	0	0	0	0	0.000	0.000
<i>Assimineea californica</i> (mol)	0.000	0.002	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001	0.050
<i>Assimineea dubiosa</i> (mol)	0.622	0.391	0.394	0.422	0.375	0.193	0.399	15.507
<i>Astrea buschii</i> (mol)	0	0.003	0	0	0	0	0.000	0.016
<i>Atys casta</i> (mol)	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000	0.002
<i>Bittium peruvianum</i> (mol)	0	0	0	0.000	0.000	0	0.000	0.002
<i>Brada villosa</i> (pol)	0	0	0.000	0.000	0	0	0.000	0.002
<i>Callinectes bellicosus</i> (braq)	0	0.035	0	0	0	0	0.006	0.228
<i>Caprella</i> sp. 1 (anf)	0.002	0.002	0	0	0	0.000	0.001	0.023
<i>Caprella</i> sp. 2 (anf)	0.002	0.002	0.003	0	0	0.000	0.001	0.045
<i>Caprella</i> sp. 3 (anf)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.002
<i>Caulerpiella alata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000
<i>Cerithiopsis halia</i> (mol)	0.000	0	0	0.000	0	0.000	0.000	0.003
<i>Chone mollis</i> (pol)	0	0.000	0	0	0	0.000	0.000	0.003
<i>Cirolana parva</i> (isop)	0.001	0	0.009	0	0	0.000	0.002	0.066
<i>Clevelandia ios</i> (pez)*	0.001	0	0.035	0.089	0.254	0.137	0.086	3.340
<i>Corophium baconi</i> (anf)	0.001	0.002	0.005	0.006452	0.003	0.001	0.003	0.120
<i>Embiotoca jacksoni</i> (pez)*	0.236	1.395	0	0	0.292	0	0.321	12.448
<i>Erichsonella crenulata</i> (isop)	0.001	0.004	0.018	0.047	0.054	0.016	0.023	0.906
<i>Erichtonius brasiliensis</i> (anf)	0.001	0.002	0.006452	0.018	0.004	0.002	0.006	0.219
<i>Eteone californica</i> (pol)	0	0	0	0.000	0	0.000	0.000	0.001
<i>Eulalia bilineata</i> (pol)	0	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004
<i>Eusyllis habeii</i> (pol)	0	0	0.000	0	0	0	0.000	0.000
<i>Eusyllis transecta</i> (pol)	0	0	0.000	0.000	0.000	0	0.000	0.001
<i>Exogone lourei</i> (pol)	0.000	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002
<i>Fabricia brunnea</i> (pol)	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
<i>Haminoea angelenses</i> (mol)	0	0.000	0.000	0.001	0.000	0.001	0.000	0.012
<i>Harmothoe hirsuta</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.001
<i>Heterostichus rostratus</i> (pez)*	0	0.239	0	0	0	0	0.040	1.546
<i>Hyale nigra</i> (anf)	0.001	0.002	0.043	0.039	0.016	0.003	0.017	0.668
<i>Hyppolyte californiensis</i> (car)	0.953	0.831	1.161	0.250	1.217	0.568	0.830	32.240
<i>Hypposoblennius gentilis</i> (pez)*	0	0	0	0	0.226	0	0.038	1.465
<i>Hypposoblennius jenkinsi</i> (pez)*	0	0.181	0	0	0.602	0	0.131	5.069
<i>Ilypnus gilberti</i> (pez)*	0	0	0	0.002	0.013	0.009	0.004	0.163
<i>Lironeca panamensis</i> (isop)	0	0	0	0.000	0	0	0.000	0.001
<i>Mediomastus</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000
<i>Megalomma pigmentum</i> (pol)	0	0	0.000	0	0	0	0.000	0.000
<i>Mitrella caulerpae</i> (mol)	0	0.002	0.003	0.000	0.003	0.001	0.002	0.065
<i>Mitrella gouldii</i> (mol)	0.024	0.191	0.034	0.003	0.031	0.024	0.051	1.997
<i>Modiolus</i> sp.(mol)	0	0	0.000	0	0	0	0.000	0.001
<i>Notoacmea depicta</i> (mol)	0.000	0.000	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001	0.026
<i>Nudibranchia</i> (mol)	0	0.98981	0.001	0.038	0.064	0.007	0.183	7.122
<i>Nymphon pixellae</i> (pic)	0	0	0	0.001	0	0.000	0.000	0.005
<i>Octopus bimaculoides</i> (mol)	0	0	0	0.001	0	0.001	0.000	0.008
<i>Paracerceis sculpta</i> (isop)	0	0	0.010	0.034	0	0.025	0.012	0.447
<i>Paraclinus integripinnis</i> (pez)*	0	0	0	0	0.038	0	0.006	0.243
<i>Pecten perulus</i> (mol)	0	0.001	0	0.006	0	0.001	0.001	0.050
<i>Pista alata</i> (pol)	0	0	0.000	0	0	0	0.000	0.000
<i>Platynereis bicanaliculata</i> (pol)	0.000	0.001	0.002	0.013	0.004	0.003	0.004	0.154
<i>Polydora cirrosa</i> (pol)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.007
<i>Polyophthalmus pictus</i> (pol)	0.000	0.000	0	0	0	0	0.000	0.001
<i>Portunus xantusii</i> (brach)	0	0	0	0	0	0.034	0.006	0.221
<i>Praxillella pacifica</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000
<i>Prionospio heterobranchia</i> (pol)	0	0	0.000	0	0	0.000	0.000	0.001

Anexo B4 (Continuación).- Biomasa en Peso Seco Libre de Cenizas (g PSLC m⁻²) calculado mediante factores de corrección.

Taxa	Abril	Mayo	Julio	Agosto	Octubre	Nov.	Total	%
<i>Rachotropis inflata</i> (anf)	0.001	0.002	0.028387	0.004	0.003	0.002	0.007	0.254
<i>Rocinela tuberculosa</i> (isop)	0	0	0	0.000	0	0	0.000	0.001
<i>Scoletoma tetraura</i> (pol)	0.000	0	0.000	0	0	0.000	0.000	0.001
Sp. A (anf)	0	0.002	0.003	0.008	0.003	0.002	0.003	0.110
Sp. B (anf)	0	0	0.005	0	0.002	0.001	0.001	0.056
Sp. C (anf)	0	0	0	0	0.003	0.001	0.001	0.026
Sp. D (anf)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.008
Sp. E (anf)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.008
<i>Stenothoe</i> sp. (anf)	0.001	0.002	0	0	0	0	0.000	0.017
<i>Streblosoma</i> sp. (pol)	0	0	0	0	0.000	0.001	0.000	0.004
<i>Sphaerosyllis californiensis</i> (pol)	0	0	0	0.000	0	0	0.000	0.000
<i>Syngnathus leptorhynchus</i> (pez)*	0.125	0.575	0.221	0.226	0.445	0.327	0.320	12.422
<i>Theodoxus</i> sp. (mol)	0	0	0	0	0	0.001	0.000	0.003
<i>Typosyllis hyalina</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.002
<i>Typosyllis regulata</i> (pol)	0	0	0	0	0	0.000	0.000	0.000

* Los valores de PSLC para peces fueron estimados directamente debido a que no se encontraron factores de corrección para este tipo de organismos.

mol = molusco

anf = anfípodo

pol = poliqueto

braq = braquiuro

isop = isópodo

car = carídeo

pic = picnogónido

Anexo B5.- Índice de Valor de Importancia (I. V. I.) general.

Taxa	B%	N%	F%	I.V.I.	% acum.
<i>Assimineea dubiosa</i> (mol)	15.507	70.317	2.691	88.514	88.514
<i>Hyppolyte californiensis</i> (car)	32.240	5.204	2.691	40.134	128.648
<i>Syngnathus leptorhynchus</i> (pez)	12.422	0.091	2.691	15.204	143.852
<i>Embiotoca jacksoni</i> (pez)	12.448	0.005	1.345	13.798	157.650
<i>Hyale nigra</i> (anf)	0.668	6.657	2.691	10.016	167.665
<i>Nudibranchia</i> (mol)	7.122	0.004	1.345	8.471	176.137
<i>Amphitoe plumosa</i> (anf)	0.791	4.614	2.691	8.096	184.233
<i>Erichtonius brasiliensis</i> (anf)	0.219	3.513	2.691	6.423	190.656
<i>Hyppsoblennius jenkinsi</i> (pez)	5.069	0.003	0.897	5.969	196.626
<i>Corophium baconi</i> (anf)	0.120	3.111	2.691	5.921	202.547
<i>Clevelandia ios</i> (pez)	3.340	0.039	2.242	5.621	208.168
<i>Erichsonella crenulata</i> (isop)	0.906	1.860	2.691	5.457	213.625
<i>Mitrella gouldii</i> (mol)	1.997	0.401	2.691	5.088	218.713
<i>Admete couthouyi</i> (mol)	1.651	0.042	2.691	4.383	223.097
<i>Rachotropis inflata</i> (anf)	0.254	1.413	2.691	4.357	227.454
<i>Platynereis bicanaliculata</i> (pol)	0.154	0.720	2.691	3.564	231.018
<i>Amphilocheus neapolitanus</i> (anf)	0.101	0.433	2.691	3.225	234.243
<i>Paracerceis sculpta</i> (isop)	0.447	0.768	1.794	3.008	237.251
<i>Mitrella caulerpae</i> (mol)	0.065	0.029	2.691	2.784	240.035
<i>Notoacmea depicta</i> (mol)	0.026	0.057	2.691	2.773	242.808
<i>Assimineea californica</i> (mol)	0.050	0.028	2.691	2.768	245.576
<i>Polydora cirrosa</i> (pol)	0.007	0.065	2.691	2.762	248.339
Sp. A (anf)	0.110	0.071	2.242	2.422	250.761
<i>Exogone lourei</i> (pol)	0.002	0.045	2.242	2.289	253.050
<i>Haminoea angelenses</i> (mol)	0.012	0.014	2.242	2.268	255.318
<i>Heterostichus rostratus</i> (pez)	1.546	0.001	0.448	1.995	257.312
<i>Hyppsoblennius gentilis</i> (pez)	1.465	0.001	0.448	1.914	259.227
<i>Caprella</i> sp. 2 (anf)	0.045	0.017	1.794	1.856	261.082
<i>Acirsa cerralvoensis</i> (mol)	0.028	0.012	1.794	1.834	262.916
<i>Eulalia bilineata</i> (pol)	0.004	0.033	1.794	1.831	264.747
<i>Ilypnus gilberti</i> (pez)	0.163	0.005	1.345	1.514	266.260
<i>Cirolana parva</i> (isop)	0.066	0.046	1.345	1.457	267.717
Sp. B (anf)	0.056	0.010	1.345	1.412	269.129
<i>Pecten perulus</i> (mol)	0.050	0.001	1.345	1.397	270.526
<i>Caprella</i> sp. 1 (anf)	0.023	0.015	1.345	1.383	271.909
<i>Ancylus fluviatilis</i> (mol)	0.010	0.003	1.345	1.358	273.267
<i>Cerithiopsis halia</i> (mol)	0.003	0.001	1.345	1.349	274.616
<i>Scoletoma tetraura</i> (pol)	0.001	0.003	1.345	1.349	275.966
<i>Eusyllis transecta</i> (pol)	0.001	0.003	1.345	1.349	277.314
<i>Nymphon pixellae</i> (pic)	0.005	0.267	0.897	1.169	278.484
<i>Stenothoe</i> sp. (anf)	0.017	0.025	0.897	0.939	279.422
Sp. C (anf)	0.026	0.006	0.897	0.929	280.352
<i>Streblosoma</i> sp. (pol)	0.004	0.007	0.897	0.908	281.260
<i>Octopus bimaculoides</i> (mol)	0.008	0.001	0.897	0.906	282.166
<i>Prionospio heterobranchia</i> (pol)	0.001	0.007	0.897	0.904	283.070
<i>Chone mollis</i> (pol)	0.003	0.001	0.897	0.900	283.970
<i>Bittium peruvianum</i> (mol)	0.002	0.001	0.897	0.900	284.870
<i>Polyopthalmus pictus</i> (pol)	0.001	0.002	0.897	0.900	285.770
<i>Eteone californica</i> (pol)	0.001	0.002	0.897	0.900	286.670
<i>Brada villosa</i> (pol)	0.002	0.001	0.897	0.900	287.570
<i>Atys casta</i> (mol)	0.002	0.001	0.897	0.900	288.469
<i>Fabricia brunnea</i> (pol)	0.001	0.001	0.897	0.898	289.367
<i>Paraclinus integripinnis</i> (pez)	0.243	0.000	0.448	0.692	290.060
<i>Callinectes bellicosus</i> (braq)	0.228	0.000	0.448	0.677	290.736

Anexo B5 (Continuación).- Índice de Valor de Importancia (I. V. I.) general.

Taxa	B%	N%	F%	I.V.I.	% acum.
<i>Portunus xantusii</i> (brach)	0.221	0.001	0.448	0.670	291.406
<i>Astrea buschii</i> (mol)	0.016	0.000	0.448	0.465	291.871
Sp. D (anf)	0.008	0.005	0.448	0.462	292.333
Sp. E (anf)	0.008	0.003	0.448	0.459	292.792
<i>Typosyllis hyalina</i> (pol)	0.002	0.005	0.448	0.456	293.248
<i>Caprella</i> sp. 3 (anf)	0.002	0.003	0.448	0.454	293.702
<i>Theodoxus</i> sp. (mol)	0.003	0.000	0.448	0.452	294.154
<i>Rocinela tuberculosa</i> (isop)	0.001	0.002	0.448	0.451	294.605
<i>Harmothoe hirsuta</i> (pol)	0.001	0.001	0.448	0.450	295.055
<i>Typosyllis regulata</i> (pol)	0.000	0.002	0.448	0.450	295.506
<i>Lironeca panamensis</i> (isop)	0.001	0.001	0.448	0.450	295.956
<i>Modiolus</i> sp. (mol)	0.001	0.000	0.448	0.450	296.406
<i>Mediomastus</i> sp. (pol)	0.000	0.001	0.448	0.450	296.856
<i>Sphaerosyllis californiensis</i> (pol)	0.000	0.001	0.448	0.450	297.305
<i>Megalomma pigmentum</i> (pol)	0.000	0.001	0.448	0.449	297.755
<i>Pista alata</i> (pol)	0.000	0.001	0.448	0.449	298.204
<i>Armandia brevis</i> (pol)	0.000	0.000	0.448	0.449	298.653
<i>Caulleriella alata</i> (pol)	0.000	0.000	0.448	0.449	299.102
<i>Eusyllis habeii</i> (pol)	0.000	0.000	0.448	0.449	299.551
<i>Praxillella pacifica</i> (pol)	0.000	0.000	0.448	0.449	300.000

mol = molusco

anf = anfípodo

pol = poliqueto

braq = braquiuro

isop = isópodo

car = carídeo

pic = picnogónido

Anexo B6.- Especies que contribuyen a la discriminación entre grupos considerando la abundancia.

Grupo	Taxon	% contribución	$\bar{\delta}_i$	$SD(\delta_i)$	$\bar{\delta}_i / SD(\delta_i)$	$\Sigma \delta_i \%$
P y V	<i>H. nigra</i>	7.65	2.54	3.86	0.66	7.65
	<i>P. sculpta</i>	6.4	2.13	3.58	0.59	14.05
	<i>E. crenulata</i>	5.41	1.8	4.22	0.43	19.47
	<i>E. brasiliensis</i>	5.4	1.79	1.92	0.93	24.87
	<i>A. plumosa</i>	5.09	1.69	1.68	1.01	29.96
	<i>C. baconi</i>	3.9	1.3	1.64	0.79	33.86
	<i>N. pixellae</i>	3.66	1.22	0.86	1.42*	37.52
	<i>Stenothoe</i> sp.	3.56	1.18	5.85	0.2	41.09
	<i>P. bicanaliculata</i>	3.51	1.17	2.49	0.47	44.6
	<i>E. bilineata</i>	3.31	1.1	3.91	0.28	47.91
	<i>E. lourei</i>	3.04	1.01	3.3	0.31	50.95
P y O	<i>E. crenulata</i>	7.72	2.4	4.6	0.52	7.72
	<i>P. sculpta</i>	4.93	1.53	0.86	1.78**	12.65
	<i>Stenothoe</i> sp.	4.14	1.28	5.59	0.23	16.79
	<i>H. nigra</i>	3.8	1.18	1.35	0.87	20.59
	<i>A. dubiosa</i>	3.4	1.05	1.31	0.8	23.99
	<i>A. cerralvoensis</i>	3.28	1.02	9.68	0.11	27.27
	<i>E. bilineata</i>	3.2	0.99	7.3	0.14	30.47
	Sp. C	2.86	0.89	4.09	0.22	33.33
	Sp. A	2.81	0.87	1.22	0.71	36.14
	Sp. B	2.8	0.87	14.85	0.06	38.94
	<i>Streblosoma</i> sp.	2.72	0.84	3.45	0.24	41.66
	<i>I. gilberti</i>	2.66	0.83	4.09	0.2	44.32
	<i>N. pixellae</i>	2.64	0.82	0.86	0.95	46.96
	<i>A. plumosa</i>	2.62	0.81	4.63	0.17	49.58
<i>C. ios</i>	2.38	0.74	1.28	0.58	51.96	
V y O	<i>E. brasiliensis</i>	6.75	1.74	2.03	0.86	6.75
	<i>A. plumosa</i>	5.63	1.45	4.24	0.34	12.38
	<i>C. baconi</i>	5.58	1.44	4.11	0.35	17.96
	<i>P. sculpta</i>	5.26	1.36	1.45	0.94	23.22
	<i>H. nigra</i>	5.16	1.33	2.69	0.49	28.38
	<i>N. pixellae</i>	4.35	1.12	1.16	0.97	32.73
	<i>A. neapolitanus</i>	3.53	0.91	6.82	0.13	36.26
	<i>R. inflata</i>	3.08	0.79	1.06	0.75	39.34
	Sp. C	2.89	0.75	4.29	0.17	42.23
	<i>C. parva</i>	2.86	0.74	1.16	0.64	45.09
	<i>Streblosoma</i> sp.	2.76	0.71	3.43	0.21	47.85
	<i>H. californiensis</i>	2.72	0.7	1.18	0.59	50.57

Anexo B7.- Especies que contribuyen a la discriminación entre grupos considerando la biomasa.

Grupo	Taxon	% contribución	$\bar{\delta}_i$	$SD(\delta_i)$	$\bar{\delta}_i / SD(\delta_i)$	$\Sigma \delta_i \%$
P y V	<i>E. jacksoni</i>	12.56	4.77	7.38	0.65	12.56
	Nudibranquia	6.91	2.62	2.24	1.17	19.47
	<i>C. ios</i>	5.86	2.22	5.45	0.41	25.33
	<i>P. sculpta</i>	5.34	2.03	4.63	0.44	30.67
	<i>H. jenkinsi</i>	4.21	1.6	0.87	1.84**	34.88
	<i>H. nigra</i>	3.79	1.44	4.02	0.36	38.67
	<i>E. crenulata</i>	3.02	1.14	2.16	0.53	41.69
	<i>Caprella</i> sp. 1	2.89	1.1	8.33	0.13	44.58
	<i>M. gouldii</i>	2.86	1.09	1.43	0.76	47.44
	<i>Stenothoe</i> sp.	2.62	1	26.14	0.04	50.06
P y O	<i>C. ios</i>	8.6	3.01	13.61	0.22	8.6
	<i>E. jacksoni</i>	8.05	2.82	1.21	2.33	16.65
	Nudibranquia	7.3	2.55	3.43	0.74	23.95
	<i>H. jenkinsi</i>	6.5	2.28	1.04	2.19**	30.45
	<i>I. gilberti</i>	4.87	1.7	8.65	0.2	35.32
	<i>A. couthouyi</i>	3.57	1.25	1.15	1.09	38.89
	<i>E. crenulata</i>	3.13	1.1	2.05	0.54	42.02
	Sp. C	3.1	1.08	6.64	0.16	45.12
	<i>P. sculpta</i>	3.09	1.08	0.86	1.26	48.21
	Sp. B	3.04	1.06	8.17	0.13	51.25
V y O	<i>H. jenkinsi</i>	8.05	2.1	0.87	2.41**	8.05
	<i>E. jacksoni</i>	6.72	1.76	0.87	2.02**	14.77
	<i>I. gilberti</i>	4.04	1.06	1.66	0.64	18.81
	<i>P. sculpta</i>	3.96	1.04	1.17	0.89	22.77
	Sp. C	3.9	1.02	10.01	0.1	26.67
	<i>A. couthouyi</i>	3.27	0.86	1.98	0.43	29.94
	<i>A. plumosa</i>	3.24	0.85	5.96	0.14	33.18
	<i>H. californiensis</i>	3.23	0.84	1.31	0.64	36.41
	<i>C. ios</i>	3.17	0.83	1.98	0.42	39.58
	<i>H. nigra</i>	3	0.79	1.93	0.41	42.58
	Nudibranquia	2.97	0.78	1.45	0.54	45.55
	<i>A. cerralvoensis</i>	2.96	0.77	24.44	0.03	48.51
	<i>C. parva</i>	2.92	0.76	1.25	0.61	51.43