

TESIS DEFENDIDA POR

Giuliana Ivette Cruz Trejo

Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ

Dra. Silvia Emilia Ibarra Obando

Director del Comité

M. en C. Vicente Ferreira Bartrina

Miembro del Comité

Dra. M. del Pilar Sánchez Saavedra

Miembro del Comité

Dra. Bertha Eugenia Lavaniegos Espejo

*Coordinador del programa de posgrado
en Ecología Marina*

Dr. David Hilario Covarrubias Rosales

Director de Estudios de Posgrado

11 de abril de 2012

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

**Presencia del alga parda *Sargassum horneri* en Baja California y su posible
impacto sobre las comunidades de macroalgas y macroinvertebrados de Rincón de
Ballenas y Rancho Packard, Baja California**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta:

Giuliana Ivette Cruz Trejo

Ensenada, Baja California, México, 2012.

RESUMEN de la tesis de Giuliana Ivette Cruz Trejo, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en Ecología Marina. Ensenada, Baja California. Abril 2011.

Presencia del alga parda *Sargassum horneri* en Baja California y su posible impacto sobre las comunidades de macroalgas y macroinvertebrados de Rincón de Ballenas y Rancho Packard, Baja California

Resumen aprobado por:

Dra. Silvia Emilia Ibarra Obando

Se presentan los resultados de un estudio realizado de junio de 2009 a abril de 2010, en el que se determinó la variación estacional en la biomasa y la abundancia del alga introducida *Sargassum horneri* en dos localidades de la Bahía de Todos Santos, Baja California: Rincón de Ballenas y Rancho Packard. Se colectaron muestras mensuales a lo largo de dos transectos por sitio para probar las siguientes hipótesis: (1) Las variaciones ambientales a lo largo del año determinan cambios en la biomasa y abundancia de *S. horneri* y (2) la variación de la biomasa y abundancia de *S. horneri* determina cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos. Los resultados mostraron que a pesar de la cercanía entre los dos sitios seleccionados, existen diferencias entre ellos, principalmente en el tipo de sustrato y la topografía, que pudieran contribuir a explicar la permanencia y dominancia de *S. horneri* todo el año en Rancho Packard, y a su débil y breve presencia en Rincón de Ballenas. En Rincón de Ballenas, los valores máximos de biomasa y abundancia de *S. horneri* fueron 20 g m^{-2} y 8 indiv m^{-2} , respectivamente. En cambio, en Rancho Packard, los máximos fueron 292 g m^{-2} de biomasa y 17 indiv m^{-2} de abundancia. En ambos sitios, los valores máximos se registraron en primavera, época en la que *S. horneri* alcanzó la madurez y los mínimos en verano, época de su senectud. Sólo en Rancho Packard se encontró una correlación negativa y significativa entre la temperatura superficial del mar y la radiación fotosintéticamente activa, con la biomasa y abundancia de *S. horneri*. En cuanto a las comunidades nativas, de macroalgas, sus valores mínimos de riqueza, diversidad, biomasa y abundancia, coincidieron con la máxima biomasa y abundancia de *S. horneri*, siendo estas diferencias altamente significativas. En cambio, los resultados obtenidos del análisis de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, mostraron que a nivel de Familia, la diversidad, riqueza y abundancia no variaron dependiendo de la presencia-ausencia de *S. horneri*.

Palabras Clave: Abundancia, biomasa, especie introducida, especies nativas, estacionalidad, presencia-ausencia.

ABSTRACT of the thesis presented by Giuliana Ivette Cruz Trejo, as partial requirement to obtain the MASTER OF SCIENCE degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California. April 2012.

Presence of the brown algae *Sargassum horneri* in Baja California, and its possible impact on the macroalgae and invertebrate communities of Rincón de Ballenas and Rancho Packard, Baja California

Results are here presented, of a study performed from June 2009 to April 2010, in which the seasonal variation in biomass and abundance of the introduced algae *Sargassum horneri* was determined at two locations of the Todos Santos Bay, Baja California: Rincón de Ballenas, and Rancho Packard. Monthly samples were collected along two transects per site to test the following hypotheses: (1) Environmental variations during the year determine changes in the biomass and abundance of *S. horneri*, and (2) variations in the biomass and abundance of *S. horneri* determine changes in the composition and abundance of the native macroalgae and benthic macroinvertebrates communities. Results showed that despite the proximity of the two selected sites, there are differences between them, mainly in the type of substrate and their topography, which could help explain the permanence and dominance of *S. horneri* all year round at Rancho Packard, and its weak and brief presence at Rincón de Ballenas. At Rincón de Ballenas, maximum values for *S. horneri* biomass and abundance were 20 g m⁻², and 8 indiv m⁻², respectively while, at Rancho Packard, maximum values were 292 g m⁻² for biomass, and 17 indiv m⁻² for abundance. At both sites, maximum values were recorded during spring, season in which *S. horneri* reached its maturity, and minimum values during summer, corresponding to its senile stage. Only at Rancho Packard, a negative and significant correlation was found, between superficial water temperature and photosynthetically active radiation, with *S. horneri* biomass and abundance. With respect to the native macroalgal communities, their minimum values in richness, diversity, biomass, and abundance coincided with peak values in *S. horneri* biomass and abundance, these differences being highly significant. In contrast, results from the analysis of benthic macroinvertebrates communities showed that, at the Family level, diversity, richness, and abundance did not changed depending on *S. horneri* presence-absence.

Key words: Abundance, biomass, introduced species, native species, seasonality, presence-absence.

*No obstante tienes que volver a aprender a reír, a comer con gusto.
¡Debes reeducar tu gusto!
Utiliza la sombra, lee, sueña, descansa, diviértete, aunque eso te parezca tan imposible
como el día en que trataste de hacer el primer intento.
Todo te parecerá ridículo, pero no abandones nada. ¡No cedas nada a la
desesperación!
Usa tus sueños. ¡Y si están rotos, pégalos!
Un sueño roto bien pegado puede volverse aún más bello y sólido.
Hasta el punto de hacer añicos los límites de lo real.
¡Ama las cosas! ¡Estás vivo!
Y si te sientes muerto de tristeza, es normal, asúmelo. Sin embargo, no te dejes llevar.
Necesitarás algo de tiempo.
Los cataclismos son pesados de digerir. Pero métete bien la idea de vida en la cabeza.
Aunque te parezca algo lejano, inaccesible, esfuérzate y ve a tu ritmo.
Necesitas historias, no sólo para divertirte.
Has de reaprender tus recuerdos sin permitir que el miedo te bloquee...
Mathias Malzieu*

Agradecimientos

A CONACYT por proporcionarme la beca que me ayudo a mantenerme durante mi estancia en el posgrado y a CICESE por la oportunidad de formar parte del cuerpo estudiantil de esta institución. Gracias por el apoyo otorgado a través del Posgrado en Ecología Marina y el Departamento de Servicios Escolares, en todas las etapas de la tesis.

A la Dra. Silvia Ibarra: Gracias por haber confiado en mí y por la dirección de este trabajo, pero mi más grande agradecimiento es por todo el apoyo que me brindaste en los momentos difíciles, con tu ayuda pude continuar y concluir este ciclo.

A mi comité de tesis: Vicente Ferreira, gracias por los consejos, el apoyo y colaboración a la hora de plantear ideas necesarias para mejorar el trabajo; Dra. Pilar Sánchez, gracias por los comentarios y aportaciones en esta tesis, por sus ideas, su tiempo y disponibilidad en todo momento.

A Luis Aguilar Rosas y Raúl Aguilar Rosas†: porque el tema de esta tesis no hubiera sido posible sin la ayuda de ustedes, gracias por apoyarme con la identificación de las macroalgas y por brindarme apoyo en las salidas de campo.

A Miriam Poumian: gracias por tu apoyo incondicional, tus palabras de ánimo y tu ayuda en los momentos duros y de dudas. Sin tu valiosa aportación no hubieran sido posibles los resultados de este trabajo.

Al Dr. Cuauhtémoc Nava por la ayuda en la obtención de los datos de horas de exposición al aire. Al topógrafo Eduardo Gil, quién contribuyo en el levantamiento topográfico de los dos sitios de estudio. A los dibujantes José María Domínguez y Francisco Javier Ponce, por mejorar las figuras presentadas en este trabajo. A Pablo Hernández por su ayuda en la obtención de datos de la TSM y PAR.

A todas las personas que en alguna ocasión me apoyaron en el trabajo de campo, pero en especial a ti Abi, por desmadrugarte conmigo, experimentar la metodología de este trabajo juntas, por las largas pláticas de altamar y por vivir conmigo lo que bautizamos como “el naufragio”. Jamás olvidaré todo ese proceso, muchas gracias por toda la ayuda pero sobre todo por tu amistad, ¡invaluable e inolvidable!

A todos los miembros de la familia incómoda: Abi, Karla y Pablo, Andreita y Magno, Gemma y Alex, Rumie, Cesar, Rich, y Augusto, muchas gracias por estar conmigo en todo este tiempo donde he vivido momentos difíciles pero también muy felices, sin duda alguna el haberles conocido fue lo mejor que me pudo pasar en mi estancia en Ensenada, siempre los llevaré en mi corazón. Eternamente agradecida...”El gato”.

A mis roommates: Jorge Cerón, Sandra Moreno y Leopoldo Díaz, gracias por todos los momentos compartidos, por aguantarme y tenerme paciencia, se que en ocasiones desearon tener una comida decente en la mesa de la casa pero mi computadora, libros y artículos se los impedía; aún así nunca se quejaron y siempre me apoyaron en todo momento; en verdad mil gracias!

A toda la gente que conocí a lo largo de este camino que de alguna forma me brindaron su apoyo e hicieron que mi estancia en Ensenada sea uno de los mejores recuerdos que siempre tendré, no puedo mencionar a todos por que son muchísimos, pero créanme que no olvido a ninguno.

A Atzelby López Struck: agradezco con toda mi alma el que seas parte de mi vida, a pesar de la distancia siempre estuviste a mi lado y el día que volví, ahí seguiste cuidándome y dándome tu mano para volver a ponerme de pie...y seguimos juntas en ese proceso, siempre juntas!

A Penélope Rodríguez Pliego: Sin ti a mi lado no lo hubiera logrado. Gracias por compartir sueños, fracasos, logros, frustraciones, alegrías y temores, por intuir mi silencio y siempre respetar mi distancia, pero sobre todo por estar siempre a mi lado en la vida y su trama...

A mi familia: Gracias a ustedes hoy puedo alcanzar mi meta. A mis hermanos, Monserrat y Giordan A. Cruz Trejo, por ser siempre mi motivo de inspiración, ya que por ser la mayor siempre he tenido que dar el ejemplo y espero este logro sea uno que les inspire siempre a seguir...nunca hay que rendirse, nunca lo hemos hecho! A mi madre, quién no descansó hasta el final. Yo sé que fue muy difícil para ti y en verdad espero algún día poder corresponder todo lo que has hecho por mí, espero nunca defraudarte y hacer que siempre te sientas orgullosa de mi.

Y por último a ti, por todo lo que implica “todo”... Gracias.

CONTENIDO

	Página
Resumen español	i
Resumen inglés	ii
Dedicatorias	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de Figuras	viii
Lista de Tablas	x
I. Introducción	1
I.1 Generalidades.....	1
I.2 Características de <i>Sargassum horneri</i>	1
I.3 Influencia de factores bióticos y abióticos.....	6
I.4 Especies introducidas.....	7
I.5 Causa y efecto de la introducción de especies.....	7
I.6 Introducción de <i>Sargassum horneri</i>	8
I.7 Antecedentes.....	9
I.7.1 Impacto de <i>Sargassum</i> sp. como especie introducida.....	9
I.7.2 Estudios relacionados con <i>Sargassum horneri</i>	11
I.8 Objetivos.....	14
I.8.1 Generales.....	14
I.8.2 Particulares (para cada sitio).....	14
II. Material y métodos	15
II.1 Descripción del área de estudio.....	15
II.2 Diseño de muestreo.....	17
II.3 Trabajo de campo.....	20
II.4 Variables ambientales.....	21
II.5 Trabajo de Laboratorio.....	22
II.5.1 Material algal.....	22
II.5.2 Macroinvertebrados.....	22
II.6 Análisis de datos.....	23
II.6.1 Biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	23

CONTENIDO (continuación)

	Página
II.6.2 Relación de variables ambientales con la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	24
II.6.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales locales.....	24
II.6.4 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos.....	25
III. Resultados	27
III.1 Variables ambientales.....	27
III.1.1 Temperatura superficial del mar (TSM).....	27
III.1.2 Radiación fotosintéticamente activa (PAR).....	28
III.1.3 Horas de exposición al aire.....	29
III.2 Variación de la biomasa y la abundancia del alga introducida.....	30
III.2.1 Rincón de Ballenas.....	30
III.2.1.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio.....	32
III.2.2 Rancho Packard.....	34
III.2.2.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio.....	36
III.3 Relación de las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	38
III.4 Relación de <i>Sargassum horneri</i> con organismos locales.....	40
III.4.1 Macroalgas.....	40
III.4.2 Macroalgas locales en Rincón de Ballenas.....	40
III.4.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard.....	42
III.4.3.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	44
III.4.3.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	48

CONTENIDO (continuación)

	Página
III.4.4 Macroalgas locales en Rancho Packard.....	52
III.4.5 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard.....	54
III.4.5.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	56
III.4.5.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	60
III.4.6 Macroinvertebrados bentónicos.....	64
III.4.7 Macroinvertebrados de Rincón de Ballenas.....	65
III.4.8 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas.....	66
III.4.8.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	67
III.4.9 Macroinvertebrados de Rancho Packard.....	71
III.4.10 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rancho Packard.....	72
III.4.10.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	74
IV. Discusión	79
IV.1 Variaciones en la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	79
IV.2 Variación de la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i> en función de las variables ambientales.....	82
IV.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales nativas.....	85
IV.4 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la riqueza, diversidad y abundancia de las familias nativas de macroinvertebrados bentónicos.....	91
V. Conclusiones	94
VI. Literatura Citada	97

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>		Página
1	Ciclo de vida de <i>Sargassum</i> sp. (Pratt, 1999).	3
2	Morfología externa de <i>Sargassum horneri</i> . a) Rama lateral, b) Pneumatocistos, c) Hoja, d) Receptáculos, e) Estipe, f) Órgano de fijación (Umezaki, 1984).	4
3	(A) <i>Sargassum muticum</i> , pneumatocistos en racimos en forma esférica, y abundantes ramas laterales primarias. (B) <i>S. horneri</i> , pneumatocistos elongados y ramas espinosas alternadas (Miller <i>et al.</i> , 2007).	5
4	Localización del área de estudio	15
5	Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rincón de Ballenas y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.	19
6	Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rancho Packard y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.	19
7	Diseño de muestreo en donde los cuadros grises representan la Fase I del muestreo y los cuadros negros, la Fase II. Los cuatro cuadrados en el centro representan los cuatro cuadrantes permanentes.	20
8	Valores promedio de temperatura superficial del mar en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009–abril 2010.	27
9	Valores promedio de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009 – abril 2010.	28
10	Número de horas de exposición al aire promedio en Rincón de Ballenas durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).	29
11	Número de horas de exposición al aire en Rancho Packard durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).	30

LISTA DE FIGURAS (continuación)

<i>Figura</i>		Página
12	Variación temporal de la biomasa de <i>Sargassum horneri</i> de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.	31
13	Variación temporal de la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.	32
14	Abundancia promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.	33
15	Longitud promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.	34
16	Variación temporal de la biomasa de <i>Sargassum horneri</i> de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.	35
17	Variación temporal de la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.	36
18	Abundancia promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.	37
19	Longitud promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.	38
20	Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	43
21	Diversidad de especies de macroalgas en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	44
22	Biomasa promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	46

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
23	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	47
24	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son biomasa en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son biomasa en ausencia de <i>S. horneri</i> .	48
25	Abundancia promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	50
26	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia (P) y ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	51
27	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	52
28	Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	55
29	Diversidad de especies de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	56
30	Biomasa promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	58

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
31	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	59
32	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son biomasas en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son biomasas en ausencia de <i>S. horneri</i> .	60
33	Abundancia promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	62
34	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rancho Packard en presencia (P) y ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	63
35	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	64
36	Número de familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	66
37	Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	67
38	Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo.	69
39	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	70

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
40	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	71
41	Número de Familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	73
42	Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	74
43	Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos locales de Rancho Packard en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo.	76
44	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	77
45	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	78

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Clasificación de las profundidades del perfil de cada sitio de estudio, con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI).	18
II	Coefficientes de correlación entre la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> , con las variables ambientales en Rincón de Ballenas. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.	39
III	Valores de correlación entre la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i> y las variables ambientales en Rancho Packard. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.	39
IV	Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.	41
V	Biomasa anual de especies algales (valor promedio), registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	45
VI	Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	49
VII	Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.	53
VIII	Biomasa anual de las especies algales (valor promedio), registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	57
IX	Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	61

LISTA DE TABLAS (Continuación)

Tabla		Página
X	Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.	65
XI	Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rincón de Ballenas, en presencia- ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	68
XII	Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.	72
XIII	Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rancho Packard, en presencia- ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	75
XIV	Cambios en la talla promedio de <i>Sargassum</i> spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.	80
XV	Variables reportadas para <i>Sargassum horneri</i> en el continente Asiático y en Baja California, México.	82
XVI	Cambios en las variables biológicas de <i>Sargassum horneri</i> en respuesta a los cambios estacionales de temperatura superficial del mar (TSM) e irradiancia (PAR).	85
XVII	Variables biológicas (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.	88
XVIII	Variables biológicas (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.	89
XIX	Variación en la abundancia (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en el ciclo anual 2009-2010.	90

I. Introducción

I.1 Generalidades

El Orden Fucales (clase Phaeophyceae) representa uno de los grupos característicos de los litorales rocosos en las regiones frías y templadas de todo el mundo, y se le considera uno de los principales grupos de productores primarios en la zona intermareal (Barnes y Hughes, 1982). A este orden pertenecen 8 familias con cerca de 31 géneros, dentro de los cuales se encuentra *Sargassum*. Este género presenta 345 especies (Guiry y Guiry, 2007) que se encuentran distribuidas en los hemisferios norte y sur, con excepción del Ártico, predominan en zonas tropicales y subtropicales y muy pocas especies se extienden hasta las zonas templadas (Dawson, 1966; De Wreede, 1978; Bold y Wynne, 1985).

Las especies de *Sargassum* forman grandes mantos en la zona submareal (Pacheco-Ruíz y Zertuche-González, 1996), pero también se distribuyen en diferentes niveles de la zona intermareal y en pozas de marea, habitando principalmente sobre una gran diversidad de sustratos que incluyen rocas, caracoles y otras macroalgas (Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte, 1999). Ecológicamente, desempeñan un papel importante como productores primarios en los océanos, ya que proporcionan la energía necesaria a numerosos organismos que las consumen. Además de ser el primer eslabón en las tramas tróficas, tienen un papel importante en la organización espacial de las comunidades marinas, debido a que representan el hábitat de la fauna asociada a estas algas, sirviéndoles como sustrato y refugio (Dawes, 1998).

I.2 Características de *Sargassum horneri*

A lo largo de la costa noroccidental de Baja California se reconocen cinco especies de *Sargassum*: *S. agardhianum* J. Agardh, *S. palmeri* Grunow, *S. vizcainense*

Dawson, *S. muticum* (Yendo) Fensholt y *S. horneri* (Turner) C. Agardh (Aguilar-Rosas *et al.*, 1982).

La especie *S. horneri*, es un alga parda (Phaeophyceae) nativa de Asia, que se distribuye en Japón, Corea, Hong Kong, Taiwán y China (Tseng *et al.*, 1985). Crece sobre rocas a 2-3 m de profundidad y forma extensos bosques en áreas protegidas (Umesaki, 1984), esta especie puede llegar a medir de 3 a 5 m de altura (Choi *et al.*, 2008). *S. horneri* está bien adaptada para invadir y colonizar nuevas áreas, ya que presenta un rápido crecimiento oportunista y posee un potencial reproductivo muy elevado. Sus estructuras de flotación, pneumatocistos, permiten que los fragmentos a la deriva sean un medio efectivo de dispersión. Su ciclo de vida es del tipo haplobiéntico, diplóntico, monoico con receptáculos andróginos (Fig. 1). El término haplobiéntico se refiere a que tiene un estadio de vida, es decir, el ciclo está constituido por un talo haploide (Cocucci y Hunziker, 1994; MBARI, 2010), pero también es diplóntico, ya que este estadio de vida es diploide, o sea que tiene el doble número de cromosomas ($2n$) (MBARI, 2010). Finalmente es monoico con receptáculos andróginos porque el talo de vida libre posee los órganos reproductivos masculinos (anteridios) y femeninos (oogonios) encerrados en cavidades fértiles (conceptáculos) desarrollados sobre los receptáculos, de tal manera que un solo fragmento fértil es capaz de liberar una gran cantidad de reclutas (Miller *et al.*, 2007).

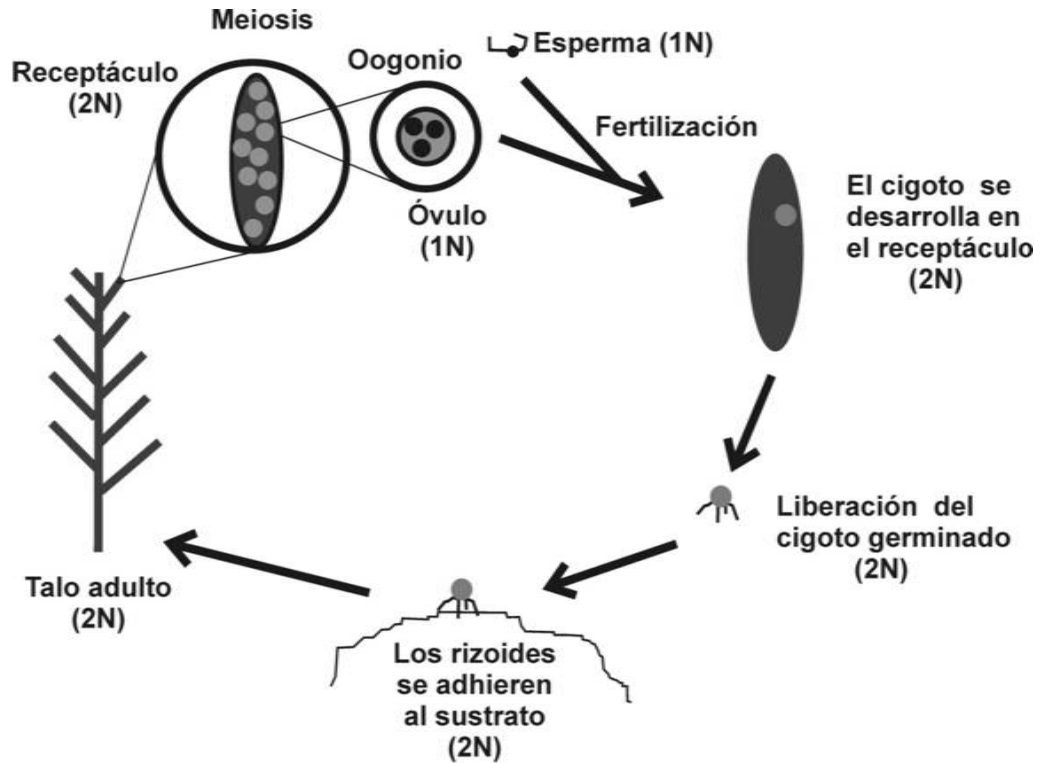


Figura 1. Ciclo de vida de *Sargassum* sp. (Pratt, 1999).

Actualmente el nombre científico válido aplicado a esta especie es *S. horneri* (Turner) C. Agardh. Sin embargo, el primer sinónimo nomenclatural de esta especie fue *Sargassum filicinum* (Harvey) (Uwai *et al.*, 2009). Morfológicamente, *S. horneri* se caracteriza por un disco basal (órgano de fijación) fuerte, del que parte un eje principal llamado estipe con numerosas espinas. El estipe se divide en abundantes ramas, la forma es de tipo arbustiva; presenta estructuras de flotación llamadas pneumatocistos o aerocistos, y su reproducción anual se realiza en las ramas terminales de estructuras llamadas receptáculos (Fig. 2).

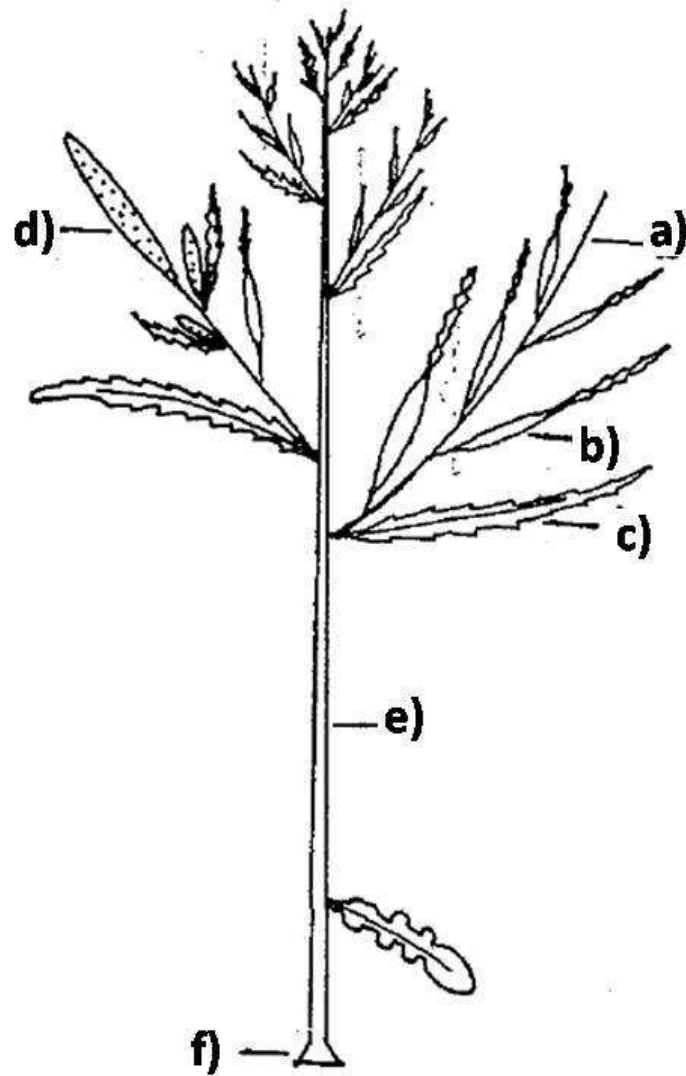


Figura 2. Morfología externa de *Sargassum horneri*. a) Rama lateral, b) Pneumatocistos, c) Hoja, d) Receptáculos, e) Estipe, f) Órgano de fijación (Umezaki, 1984).

La plasticidad fenotípica de las especies de *Sargassum* ocasiona problemas en su clasificación taxonómica (Paul-Chávez, 2005). Sin embargo, la principal característica para identificar a este género es por la forma de sus estructuras de flotación (Fig. 3), las cuales en *S. horneri* son alargadas y de forma elíptica, mientras que otras especies de *Sargassum* presentan pneumatocistos de forma esférica (Miller y Engle 2009).



Figura 3. (A) *Sargassum muticum*, pneumatocistos en racimos en forma esférica, y abundantes ramas laterales primarias. (B) *S. horneri*, pneumatocistos elongados y ramas espinosas alternadas (Miller *et al.*, 2007).

En general, las especies de *Sargassum* pueden acumular gran cantidad de biomasa debido a su rápido crecimiento vegetativo, de 0.75 a 32.8 mm/día aproximadamente (Yoshida *et al.*, 2001). Las características y mecanismos que le permiten a esta especie colonizar rápidamente nuevas áreas y dispersarse a grandes distancias son: una alta tasa de crecimiento y potencial reproductivo elevados que varían de acuerdo a la localidad y a la temperatura (Critchley, 1984) siguiendo un patrón estacional (Nicholson *et al.*, 1981), su capacidad de soportar amplias variaciones de salinidad y temperatura (Norton, 1981), la presencia de estructuras de flotación (pneumatocistos) llenas de aire que permiten una dispersión efectiva a grandes distancias de los fragmentos fértiles a la deriva, una porción basal perenne capaz de regenerar nuevas ramificaciones cuando las frondas se pierden, un fuerte disco basal (estructura de fijación) que le permite soportar condiciones adversas del medio tal como la acción del oleaje (Espinoza y Rodríguez, 1986; Espinoza, 1990), e incluso algunas especies tienen la capacidad de presentar plantas en estado reproductivo durante todo el año, permitiéndole mantener una dominancia ecológica en términos de biomasa y número de organismos (Aguilar-Rosas y Machado-Galindo, 1990; Espinoza, 1990).

I.3 Influencia de factores bióticos y abióticos

Las características físico-químicas del medio son un factor importante debido al impacto que pueden tener sobre la biodiversidad. Las comunidades bentónicas de algas están controladas en la distribución y la abundancia de sus especies por factores físico-ambientales tales como la luz, la salinidad, el movimiento del agua, la acción del oleaje, la temperatura y la disponibilidad de alimento, así como los factores bióticos tales como la competencia y la depredación (Lobban y Harrison, 1994).

La luz es un factor importante ya que proporciona la energía requerida para la fotosíntesis. El nivel de penetración de la luz en las aguas marinas define la zona eufótica, los cambios en su intensidad en función de la profundidad determinan los sitios en donde pueden crecer las algas (Dawes, 1986; Lobban y Harrison, 1994). Por otra parte, la influencia del oleaje es uno de los factores que determinan el tipo de población local que puede desarrollarse. Esto será función de la resistencia de dicha población a la intensidad y dinámica del oleaje. Por su parte, la temperatura ejerce una compleja influencia sobre el desarrollo de las algas y sobre sus procesos metabólicos y reproductivos, a tal nivel que las diferencias anuales de temperatura representan un factor definitivo en el desarrollo de ciertas especies y en su presencia o ausencia en ciertos lugares (Lobban y Harrison, 1994). Uno de los factores bióticos que influyen en la abundancia y estructura de las comunidades es la competencia. La competencia se da con base en la existencia de diferentes recursos limitantes, tales como el sustrato, la luz, los nutrientes y como resultado de las interacciones entre los individuos de diferentes (interespecífica) o de la misma especie (intraespecífica) (Begon *et al.*, 1986). Se ha observado que diversas especies de macroalgas tienden a adoptar formas de crecimiento que les permite aumentar la superficie de captación de luz, para optimizar el proceso de fotosíntesis. De la misma manera, la competencia por sustrato entre las algas afecta las tasas de reclutamiento de otros organismos bentónicos (Britton-Simmons, 2004). Las tasas de reclutamiento están íntimamente relacionadas con la capacidad de los organismos para ganar sustrato y determinan la cantidad de individuos de un área y el tipo de población dominante (Hutson, 1985; Hughes, 1986).

I.4 Especies introducidas

Una especie introducida es aquella especie que se encuentra fuera de su ámbito natural y que necesita sobrevivir a las limitaciones del ambiente que condicionan su capacidad reproductiva y, ser capaz de formar una población autoregenerativa para poder establecerse en un nuevo hábitat (Richardson *et al.*, 2000).

Numerosas especies no nativas se mueven diariamente quebrantando barreras biogeográficas naturales, avanzando extensivamente sobre un nuevo ambiente y superando las características que frenan su expansión y establecimiento. Si la especie introducida resulta dañina y pone en peligro la diversidad biológica nativa, esta especie introducida ahora es un “especie invasora”, por lo tanto, en la actualidad, la introducción de las especies es considerada la mayor causa de pérdida de diversidad biológica (Vitousek *et al.*, 1997).

I.5 Causa y efecto de la introducción de especies

La causa puede ser accidental o intencional. Un vector importante para la introducción de manera intencional es el comercio de especies exóticas, donde las especies introducidas pueden llegar a establecerse por la liberación intencional de organismos en un nuevo ambiente o especies que han sido transportadas a nuevas regiones escapan de su cautiverio y consiguen establecer poblaciones silvestres (Di Castri, 1989; Mooney y Cleland, 2001). Las introducciones accidentales ocurren cuando las especies son transportadas por vectores como embarcaciones, debido a los altos volúmenes de agua que intercambian en cada puerto en los tanques de lastre, al sedimento que acompaña al agua intercambiada y a los organismos que colonizan el exterior de los cascos de los barcos. Otros vectores incluyen, introducción de especies por medio de redes de pesca, equipo de buceo e incluso especies acompañantes de las especies introducidas en cuestión que son introducidas de manera colateral (Ashton y Mitchell, 1989; Ramakrishnan y Vitousek, 1989; Carlton y Geller, 1993).

Los efectos de las especies introducidas varían de manera espacial y temporal, y representan una amenaza a la biodiversidad global debido al impacto que tienen sobre las especies locales. Las especies introducidas afectan la estructura (composición de especies y su biomasa) (D' Antonio y Vitousek, 1992; Grosholz *et al.*, 2000; Dunstan y Johnson, 2004) y el funcionamiento del ecosistema (Nichols *et al.*, 1990; Carlton y Geller, 1993;) a través de la exclusión competitiva, la depredación, la introducción de patógenos, o incluso una reducción de la diversidad genética (Rahel, 2000) por medio de un flujo genético que lleva a un remplazo de los genotipos locales por los introducidos debido a sus ventajas numéricas o de aptitud biológica (Mooney y Drake, 1986; Berman *et al.*, 1992; Vermeij, 1996). Las características que suelen presentar las especies introducidas y que les proporcionan su éxito invasivo, son su ecología reproductiva, una alta tasa de crecimiento, la dispersión potencial y la capacidad de adaptación a diversos hábitats (Mooney y Drake, 1986).

I.6 Introducción de *Sargassum horneri*

A pesar de que esta especie es nativa del noroeste de Asia, no ha sido reportada como una especie invasora para las costas del Pacífico de Norteamérica, en dónde fue descubierta por primera vez como especie introducida en el puerto de Long Beach, California en el 2003 (Miller *et al.*, 2007). El modo de introducción de esta especie a California es desconocido, pero se cree que fue por medio de esporas pegadas a los cascos de buques comerciales o por transporte de embriones en el agua de lastre (Critchley *et al.*, 1990). En la costa de Baja California, *S. horneri* se descubrió en el año 2007 en la Bahía de Todos Santos (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007), dónde se cree que su introducción a Baja California esta correlacionada con el tráfico de buques comerciales, incluyendo grandes buques de carga Asiática, y los buques de cruceros turísticos que visitan el puerto de Ensenada desde el sur de California (Critchley *et al.*, 1990; Ribera y Boudouresque, 1995; Forrest *et al.*, 2000 y Casarrubias- García, 2001). Su introducción en la Bahía de Todos Santos puede ser resultado de la visita de botes recreativos como yates y veleros que llegan desde California, ya que este tipo de embarcación son considerados un vector potencial de la introducción y la Bahía es el principal destino de estos botes (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007).

I.7 Antecedentes

La introducción de especies no nativas, de forma accidental o intencionada, ha ido en aumento en las últimas décadas debido al aumento del turismo y del comercio a nivel mundial, ya que los buques de carga o embarcaciones turísticas son los principales vectores de invasiones marinas en el mundo (Boudouresque *et al.*, 1994). El éxito de cada especie introducida para establecerse en un nuevo hábitat y convertirse en una especie invasora, depende de las características de propagación y supervivencia de la especie; y de la susceptibilidad o resistencia de las especies nativas a una invasión (Ruiz *et al.*, 2000). Aunque no es una condición necesaria, las comunidades que han experimentado algún tipo de disturbio son más susceptibles a una invasión (Pimm, 1989). La probabilidad de una invasión exitosa ante un disturbio, parece depender de manera crucial de la magnitud y tipo de disturbio, del número de propágulos de las especies no nativas depositados en la comunidad en un año y de cuánto tiempo estuvo expuesta la comunidad a la importación de propágulos (Rejmánek, 1989)

I.7.1 Impacto de *Sargassum* sp como especie introducida

Los estudios sobre especies introducidas de *Sargassum* varían en cuanto al efecto que puedan provocar en un nuevo ambiente. Existen estudios en las costas intermareales (DeWreede, 1983; Viejo, 1997; Sánchez y Fernández, 2006; Buschbaum *et al.*, 2006; Harries *et al.*, 2007) en donde se han encontrado poco o ningún impacto de *Sargassum* sobre la flora y fauna local, y estudios realizados en hábitats submareales que indican un fuerte impacto sobre las especies locales (Ambrose y Nelson, 1982; Staehr *et al.*, 2000; Britton-Simmons, 2004). Sin embargo, Rejmánek (1989), Viejo (1997), Staehr *et al.*, (1998), y Britton-Simmons (2004), concluyeron que el impacto que pueda tener *Sargassum* no sólo depende del tipo de hábitat, sino también de la riqueza y abundancia de las especies locales. Mientras mayor sea la riqueza y abundancia, la comunidad será más estable y tendrá una mayor resistencia a la invasión (Rejmánek, 1989). De hecho, White y Shurin (2007) mostraron que una especie introducida de *Sargassum* fue menos abundante en las zonas con una alta diversidad de especies locales.

Estudios indican que las áreas colonizadas por especies introducidas de *Sargassum* presentan cambios con respecto a la flora local (Withers *et al.*, 1975; Ambrose y Nelson, 1982), observándose en dichas áreas cambios en la composición de especies, que implican el desplazamiento de algas locales, el incremento de algas epífitas filamentosas y gran acumulación de biomasa de algas a la deriva (Critchley *et al.*, 1990).

Las especies de *Sargassum* son capaces de crecer mucho más rápido que la mayoría de las algas, siendo así un fuerte competidor para la flora local (Steen y Rueness, 2004; Sánchez y Fernández, 2006). Otra característica que presentan estas especies, es que pueden mostrar un gran incremento en su biomasa y en el detritus del sistema que han invadido. Debido a su compleja estructura y las densas matas de las especies de *Sargassum*, también pueden tener efectos físicos sobre el medio ambiente local, tales como aumentar la sedimentación o reducir la disponibilidad de espacio, reducir la concentración de nutrientes u oxígeno disponibles y disminuir la penetración de la luz (Ambrose y Nelson 1982, Rueness 1989, Fernández *et al.*, 1990) comportándose como un auténtico “ingeniero del ecosistema” (Jones *et al.*, 1994, 1997). En otros trabajos como los de Connell (1971), Spright (1977) y Menge *et al.* (1985), se describe la relación existente entre la distribución, abundancia y riqueza de la fauna asociada a las macroalgas de los litorales rocosos y la heterogeneidad espacial, en donde las algas permiten el aumento en la complejidad del sustrato y propician una mayor diversidad de organismos.

Britton-Simmons (2004) indica que una especie introducida de *Sargassum* es capaz de desplazar especies locales del dosel y reducir su abundancia en aproximadamente un 75%, e incluso de reducir la irradiancia hasta en un 95% en los cinco centímetros superiores del dosel. En cuanto a la concentración de nutrientes, Pedersen *et al.* (2005) indica que *Sargassum* sp. es capaz de alterar el ciclo de nutrientes, provocando cambios en la regeneración de estos debido a su rápida descomposición.

Otros estudios han demostrado que estas especies presentan características oportunistas (Cosson, 1999). Tweedley *et al.* (2008) indican que *Sargassum* puede invadir los lechos de pastos marinos como los de *Zostera marina*, que sirven como zonas importantes de cría para peces e invertebrados marinos, concluyendo que cuando *Sargassum* sp. se instala en un área previamente colonizada por *Z. marina*, interfiere con la regeneración de ésta.

La morfología de *Sargassum* puede proporcionar un hábitat tridimensional para muchas algas epífitas y para la epifauna (Bjaerke y Fredriksen, 2003). Los estudios han demostrado que la introducción de *Sargassum* ha provocado un aumento en la abundancia de la epifauna (Wernberg *et al.*, 2004). En los trabajos de Buschbaum (2005) y Buschbaum *et al.* (2006), encontraron que el número de especies asociadas a una especie introducida de *Sargassum* fue mucho mayor que en otras macroalgas. Pedersen *et al.* (2005), Sánchez *et al.* (2005) y Buschbaum *et al.* (2006) concluyeron que *Sargassum* puede aumentar la productividad local, aumentando la heterogeneidad del hábitat al proporcionar cobertura para la fauna local.

Sin embargo, los estudios sobre la relación entre especies introducidas y la fauna local son contradictorios. Por ejemplo, estudios experimentales y observacionales han demostrado relaciones negativas entre el número de taxones locales y la introducción de *Sargassum* (Stachowicz *et al.*, 1999, 2002; White y Shurin, 2007). Por otra parte, Britton-Simmons (2004), encontró que el erizo verde *Strongylocentrotus droebachiensis* se vio afectado de manera indirecta cuando su alimento, que son las algas pertenecientes a los géneros *Laminaria*, *Alaria* y *Nereocystis*, disminuyó su abundancia debido a la competencia con una especie introducida de *Sargassum*.

I.7.2 Estudios relacionados con *Sargassum horneri*

En Asia, *S. horneri* tiene un alto valor ecológico al ser uno de los principales miembros de la flora de la zona intermareal que brinda un hábitat adecuado para grupos de animales marinos que viven en ellas, además de tener una importancia comercial como fertilizante y fuente de ácido algínico (Trono, 1998; Quang y Huu, 1998; Wu,

1998) esta especie es utilizada como ingrediente de ensaladas del consumo humano (Gil *et al.*, 2008). Dada su importancia comercial, muchos estudios realizados en Asia se basan en experimentos para observar crecimiento y maduración de esta especie en laboratorio.

Uchida y Arima (1993), realizaron un experimento con 2 poblaciones de *S. horneri* para observar su respuesta de crecimiento ante factores ambientales, como temperatura y fotoperiodo, y concluyeron que *S. horneri* en Corea tiene diferencias fisiológicas con *S. horneri* de Japón, además de que ambas poblaciones difieren en su estado de germinación y crecimiento de su estado adulto en diferentes estaciones del año.

Los estudios en Corea de Choi *et al.* (2003) y Pang *et al.* (2009), revelan que las poblaciones de *S. horneri* alcanzan su madurez a finales de la primavera y principios de verano, llegan a la senectud durante el otoño e invierno y presentan nuevas plántulas a finales del invierno y principios de la primavera; muy diferente a los estudios de Umesaki (1984) y Uchida y Arima (1993) en Japón, los cuales revelan que poblaciones de *S. horneri* alcanzan su madurez a principios de la primavera, llegan a la senectud a finales de primavera y principios de verano, y germinan nuevos individuos a finales de verano y principios de otoño, presentando las nuevas plántulas a finales de otoño y principios de invierno.

Umesaki (1984), en el campo observó que *S. horneri* alcanza su madurez a temperaturas entre los 11.6–15.2 °C, mientras que Kawamoto y Tomiyama (1968) en un experimento de laboratorio observaron el pico de madurez a temperaturas entre los 19 y 24 °C, valores que son mucho más altos que los observados en el campo. Yoshida *et al.* (2001), concluyeron que *S. horneri* exhibe cierta tendencia estacional en su maduración y crecimiento a lo largo del gradiente latitudinal de su distribución y que estas diferencias se deben al gradiente de temperatura e intensidad de luz que existe en las aguas costeras. Así, Yoshida *et al.* (2001) en Corea (35° 47' N, 129° 29' E) reportan un crecimiento óptimo de la especie a temperaturas de entre 20-25 °C, mientras que Choi *et al.* (2008) en Japón (34° 20' N, 132° 20'E y 34° 00'N, 132° 40' E) reportan un

crecimiento óptimo a temperaturas de entre 10-25 °C e irradiancia de 20 a 80 $\mu\text{m m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de fotones, mientras que Pang *et al* (2009) reporta un crecimiento óptimo a 12.2 °C y 600 $\mu\text{m m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de fotones en un experimento de laboratorio.

En el Pacífico mexicano, *S. horneri* fue descubierta por primera vez en California, EUA en el 2003, pero no fue reportada hasta el 2007 por Miller *et al*. En este reporte mencionan que se encontraron por primera vez 30 organismos pertenecientes a esta especie (0.3-1.5 m de talo) en el norte de la Isla Santa Catalina, California y la mayoría eran ejemplares maduros que presentaban receptáculos. En un estudio reciente, Miller y Engle (2009) realizaron el seguimiento de esta especie en la misma isla durante un ciclo anual y reportan que *S. horneri* se había esparcido rápidamente en el extremo oeste de la isla. Durante abril del 2007 observaron especímenes adultos a la deriva en el sur de la isla, en mayo y julio del 2007 reportaron ausencia de esta especie en el lado este de la isla, mientras que en octubre del mismo año, reportan la mayor cantidad de organismos juveniles encontrados tanto en el lado este como el lado oeste de la isla.

En México, esta especie se encontró por primera vez en Baja California en el 2005; y fue reportada en el 2007 por Aguilar-Rosas y colaboradores y en este estudio encontraron poblaciones de *S. horneri* creciendo en la zona intermareal y submareal de Rancho Packard en la Bahía de Todos Santos durante el otoño. Los individuos que se encontraron tenían entre 30 y 80 cm de longitud, creciendo entre los 2-6 m de profundidad, fijos al sustrato rocoso. Aún no se tiene conocimiento del efecto ecológico que pueda tener *S. horneri* en la zona intermareal rocosa de Baja California, México. Esta falta de información motivó este estudio, que busca describir la variación de la biomasa y la abundancia de esta especie y los posibles cambios que su presencia promueve en la comunidad de macroalgas y macroinvertebrados de dos localidades de la zona intermareal rocosa de Baja California, México: Rincón de Ballenas y Rancho Packard.

Las hipótesis a probar en este estudio son que: a) las variaciones ambientales a lo largo del año determinan cambios en la biomasa y la abundancia de *S. horneri*; b) la variación de la biomasa y de la abundancia de *S. horneri* determina cambios en la

composición y abundancia de las comunidades locales de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos.

I.8 Objetivos

I.8.1 Generales:

Describir la variación estacional de la biomasa y la abundancia de la especie introducida *S. horneri*, determinar si su presencia modifica la estructura de la comunidad de macroalgas y macroinvertebrados en Rincón de Ballenas y Rancho Packard, e identificar las variables ambientales que pudieran favorecer su permanencia en la zona intermareal de Punta Banda, Baja California.

I.8.2 Particulares (para cada sitio):

1. Medir la biomasa y abundancia de la especie *S. horneri* y las macroalgas nativas en las cuatro estaciones del ciclo anual.
2. Medir la abundancia de los macroinvertebrados asociados a *S. horneri* y a las macroalgas nativas en las cuatro estaciones del año.
3. Describir la estructura de la comunidad de macroalgas e invertebrados nativos utilizando medidas unimodales de la comunidad (biomasa, abundancia, riqueza, diversidad).
4. Conocer las variaciones estacionales en la temperatura superficial del agua y en la radiación fotosintéticamente activa (PAR) durante las cuatro estaciones del año.
5. Determinar las horas de exposición al aire a lo largo de los dos transectos ubicados en cada uno de los sitios de colecta, durante las cuatro estaciones del año.
6. Correlacionar las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*.
7. Comparar la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, con la estructura poblacional de las macroalgas locales y los macroinvertebrados asociados.

II. Material y Métodos

II.1 Descripción del área de estudio

La Bahía Todos Santos se encuentra localizada a una distancia de aproximadamente 130 km al sur de la frontera México-Estados Unidos, sobre la costa noroeste de la Península de Baja California, entre los $31^{\circ} 43'$ y $31^{\circ} 54'$ N y los $116^{\circ} 36'$ y $115^{\circ} 49'$ W. La Bahía de Todos Santos limita al norte con Punta San Miguel, al sur con Punta Banda, al oeste con Islas de Todos Santos y al este con la Cd. de Ensenada (Fig. 4).

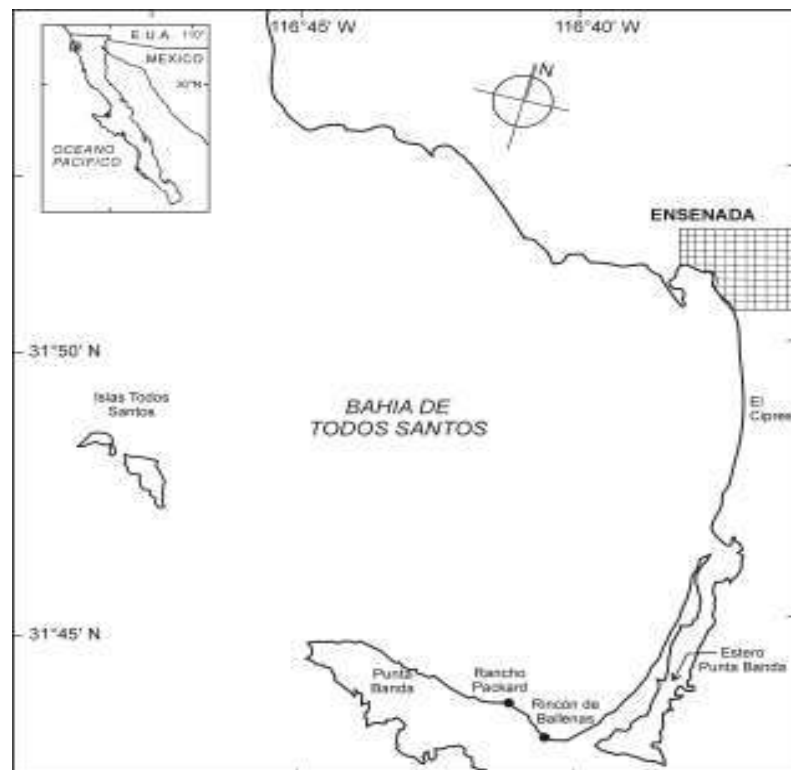


Figura 4. Localización del área de estudio

La Bahía de Todos Santos tiene un área aproximada de 180 km² y dos conexiones al mar abierto: la boca norte de 12 km de ancho y la boca sur de 6 km de ancho. La boca norte tiene una profundidad máxima de 40 m, aunque contiene bajos de hasta 10 m de profundidad, mientras que la boca sur alcanza profundidades de hasta 300 m en el Cañón de Punta Banda. La bahía es de aguas poco profundas donde el 75% de su área presenta una profundidad promedio menor a los 50 m, con bajos de hasta 6 m. El restante 25% corresponde al Cañón de Punta Banda que se encuentra en la zona sur paralelo a la Península de Punta Banda (Álvarez-Millán, 2002).

El clima que predomina es de tipo Mediterráneo, con inviernos lluviosos y veranos cálidos y secos. La temperatura superficial anual oscila entre 11°C en febrero y un máximo de 22°C en agosto y septiembre. Este cambio de temperatura en diferentes épocas del año se debe a las diferentes condiciones oceanográficas y atmosféricas que influyen en la bahía y que se describen a continuación. La influencia de agua fría subsuperficial dentro de la bahía se origina por el transporte de agua que aflora por los eventos de surgencia, los cuales se intensifican en primavera y verano (Álvarez Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Gómez-Valdez, 1983; Mancilla-Pérez y Martínez, 1991) y por la corriente de California (Gómez y Velez, 1982). La circulación superficial de la bahía, determinada a partir de la distribución horizontal de temperatura y salinidad, presenta corrientes controladas por el esfuerzo y dirección del viento (Argote *et al.*, 1991). El sistema de vientos en la bahía se debe a las características fisiográficas de la región. El viento promedio de las islas de Todos Santos presenta una componente noroeste y sopla con el doble de velocidad que en la parte interna de la Bahía. Durante el invierno soplan con una máxima intensidad de 7.5 m.s⁻¹ y en la primavera descienden hasta 3.3 m.s⁻¹ (Pavía y Reyes, 1983). Estos vientos son interrumpidos durante el otoño y a principios del invierno, por vientos cálidos y secos llamados “vientos de Santa Ana”, provenientes del oeste de los Estados Unidos, que atraen vientos del este y noreste hasta el sur de California y norte de Baja California, a una velocidad de 35 nudos (18 ms⁻¹) aproximadamente (Espinoza-Carreón *et al.*, 2001).

La costa de Baja California puede presentar condiciones de surgencia todo el año, y el área de Punta Banda se considera representativa, ya que muestra una capa de

mezcla que sobrepasa los 30 m de profundidad. El efecto principal causado por las surgencias es la fertilización de aguas superficiales, por medio de aportes de agua fría y profunda, rica en nutrimentos (Peña-Manjares, 2001).

La península de Punta Banda, está formada por rocas volcánicas formadoras de altos cantiles cortados casi verticalmente, interrumpidos sólo localmente por playas constituidas de cantos rodados, que va desde Rincón de Ballenas hasta Tres Hermanas (Plaza-Flores, 1979; Baca-Chacón, 1981; Ulloa-Torres, 1989).

Los dos sitios de muestreo, Rincón de Ballenas y Rancho Packard, se ubican en la costa protegida de Punta Banda (Fig. 4) y se caracterizan por tener una costa irregular y rocosa, predominando la roca maciza en Rancho Packard y los cantos rodados en Rincón de Ballenas (Cruz-Colín y Cupul-Magaña, 1997).

II.2 Diseño del muestreo

Los muestreos se realizaron de manera estacional con el propósito de cubrir un ciclo anual, cada estación del año estuvo representada por dos meses. Así, para representar las condiciones de primavera, se colectaron muestras durante marzo y abril de 2010; para el verano se colectó en junio y julio de 2009; para otoño en octubre y noviembre de 2009; y para las condiciones de invierno se colectaron muestras en diciembre 2009 y enero 2010. Cada una de las localidades seleccionadas se muestreó durante los días en los cuales se presentó la marea baja de mayor amplitud, para un total de 8 muestreos entre junio de 2009 y abril de 2010.

Considerando que primero se necesita conocer el sitio de estudio, se llevó a cabo un muestreo prospectivo durante el mes de marzo del 2009 en condiciones de marea baja. Los dos sitios de muestreo se eligieron considerando la presencia de *S. horneri* y la facilidad de acceso al sitio, eligiendo Rancho Packard porque es el sitio en donde se registró por primera vez esta especie (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007) y Rincón de Ballenas por ser el sitio en donde se ha observado esta especie después del primer reporte, a pesar de la diferencia de sustrato con respecto a Rancho Packard.

Para caracterizar cada uno de los sitios de colecta, con la ayuda de un topógrafo se eligieron dos puntos sobre la línea de costa, uno a cada extremo del sitio, tratando de cubrir al máximo, la variabilidad existente. Estos puntos se marcaron con varillas y se geoposicionaron, y a partir de ellos se instalaron los transectos perpendiculares a la línea de costa para hacer las colectas de material.

La metodología que se utilizó es un método de transecto en línea, sistemático y sin reemplazo. En cada uno de los dos puntos identificados en cada sitio se extendió una cuerda de 10 m de largo en sentido perpendicular a la línea de costa. Esto no sólo facilitó la posterior localización del transecto, sino que al cubrir horizontalmente el área de estudio, se logró determinar la variabilidad batimétrica del sitio de estudio. Se establecieron 2 transectos por localidad con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), ya que los registros de marea que se tienen están tomados a este nivel. A lo largo de cada transecto se registraron diferentes profundidades, para un mejor manejo de los resultados, las profundidades de cada transecto se acomodaron en cuatro rangos a los que nombramos “niveles”, de acuerdo con el cambio en la profundidad del perfil de cada sitio (Tabla I y Fig. 6).

Tabla I. Clasificación de las profundidades del perfil de cada sitio de estudio, con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI).

	Rincón de Ballenas	Rancho Packard
Nivel I	-0.2m ó superior	+0.5m ó superior
Nivel II	-0.3 a -0.4 m	+0.4 a +0.3 m
Nivel III	-0.5 a -0.6 m	+0.2 a 0 m
Nivel IV	-0.7 a -0.8 m	-0.1 a -0.2 m

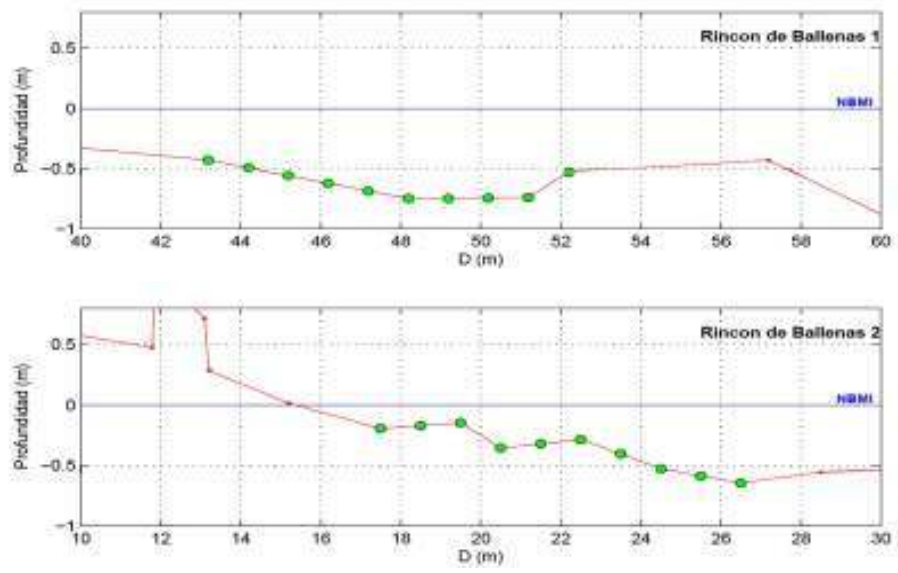


Figura 5. Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rincón de Ballenas y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.

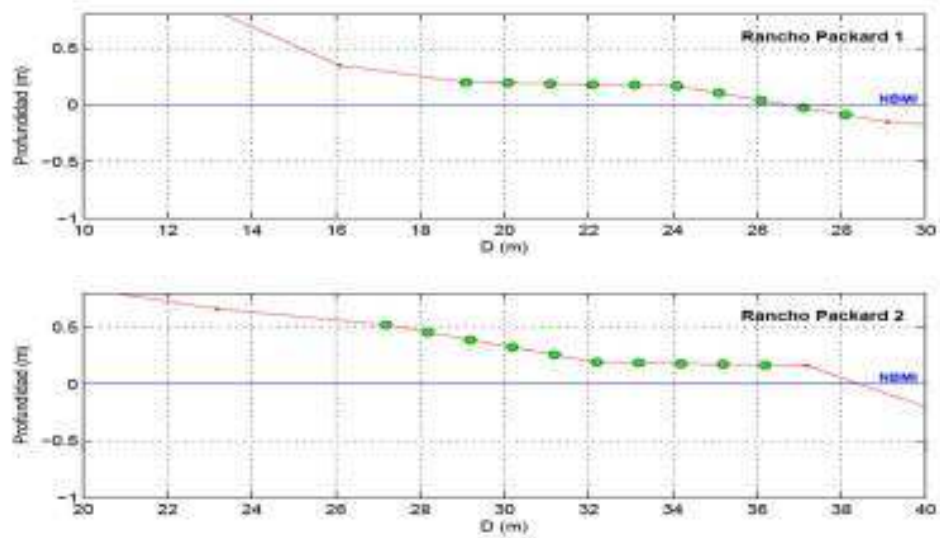


Figura 6. Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rancho Packard y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.

II.3 Trabajo de campo

Para realizar las colectas de material, a lo largo de cada transecto se extendía una cuerda marcada cada medio metro teniendo 20 puntos a muestrear en cada transecto, por estación del año. Los muestreos se realizaron en dos fases: en la primera salida de campo de cada estación del año, se colocó un cuadrante de 0.25m^2 a cada metro de los transectos, teniendo un total de 10 puntos a muestrear en cada transecto (Fase I). En el siguiente mes, Fase II, los cuadrantes se colocaban en los otros 10 puntos de cada transecto que no habían sido muestreados (Fig. 7). De esta manera, se buscaba tener un tamaño de muestra que reflejara la variabilidad estacional al tener dos muestreos por estación, y reducir los errores asociados al muestreo al coleccionar en la primera fase todo lo encontrado dentro del cuadrante.

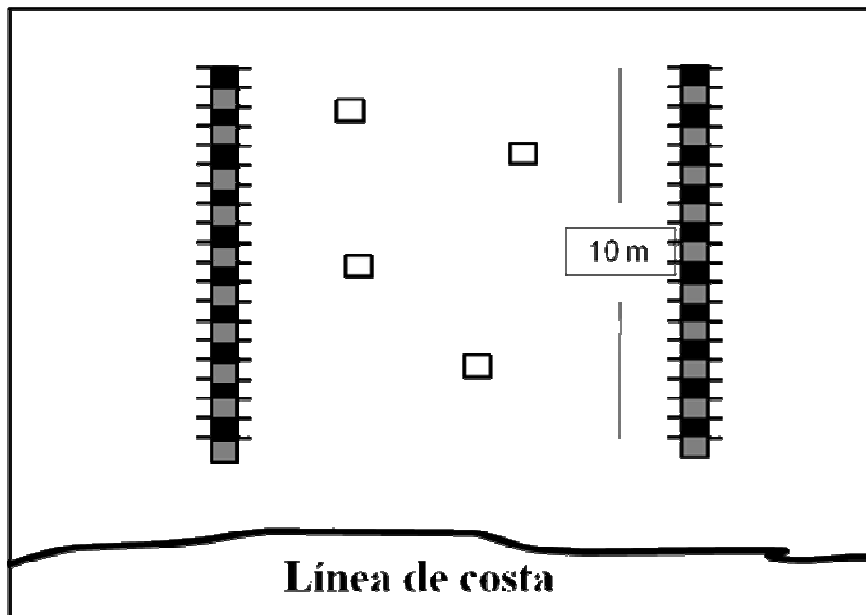


Figura 7. Diseño de muestreo en donde los cuadros grises representan la Fase I del muestreo y los cuadros negros, la Fase II. Los cuatro cuadrados en el centro representan los cuatro cuadrantes permanentes.

De manera adicional, en el primer muestreo, en cada sitio de colecta, se tomaron 4 cuadrantes (0.25m^2) al azar, los cuales fueron geoposicionados para su posterior localización y permanencia durante todo el estudio (Fig. 7). En cada uno de ellos se registró la presencia-ausencia, el número de individuos y la talla de *S. horneri* por época del año. Para obtener la talla, se midió la longitud máxima de cada talo, desde el disco de fijación hasta el ápice del estipe para evaluar el crecimiento de esta especie. También se tomaron registros (observación) del material de arribazón de *S. horneri* encontrado y la época en la cual se le encontró para obtener información sobre la permanencia de esta especie durante el año.

La colecta de especímenes fue destructiva y realizada de acuerdo a la metodología propuesta por De Wreede (1985), considerando como muestra todos los macroinvertebrados y macroalgas que se encontraban dentro de cada cuadrante. Las macroalgas se arrancaban del substrato con las manos, mientras que los macroinvertebrados se desprendían del substrato con la ayuda de una espátula. Las macroalgas se colocaban en bolsas de polietileno, previamente etiquetadas y se congelaban a -5°C hasta su procesamiento en laboratorio. Los macroinvertebrados se preservaban en frascos con formol al 10% para su posterior identificación en el laboratorio. Todos los especímenes se transportaban al Laboratorio de Ecología Vegetal Bentónica del CICESE.

II.4 Variables ambientales

Los datos de temperatura superficial del mar (TSM), y Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) se obtuvieron del satélite Ocean Color de la NASA(<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/seadas/>) que usa el sensor MODIS, con resolución espacial de 4 km. Se bajaron los promedios mensuales de mayo de 2009 a mayo de 2010. Debido a la cercanía de los sitios de estudio, los datos satelitales de temperatura y radiación fotosintéticamente activa, son los mismos para ambos sitios.

Las horas de exposición al aire se calcularon tomando en cuenta la altura de cada punto en el nivel de playa, referida al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), y la

tabla de predicción de mareas, también referida al NBMI. Se sumaron las horas en las que el nivel del mar era menor que la altura del punto de interés (C. Nava, Departamento de Mareografía, CICESE). Este cálculo se realizó para cada estación del año, por sitio.

II.5 Trabajo de laboratorio

II.5.1 Material algal

El material colectado se transportó al laboratorio, en donde se lavó con agua dulce y se separó del material adherido. La identificación taxonómica a nivel especie se llevó a cabo en el Laboratorio de Taxonomía de Algas del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California, siguiendo los procedimientos usuales de laboratorio descritos por González-González y Novelo-Maldonado (1986). Las claves utilizadas en la determinación de las especies fueron las siguientes: Dawson (1944, 1946, 1950a, 1950b, 1953, 1954, 1960a, 1960b, 1961, 1963a, 1963b); Taylor (1945); Hollenberg y Dawson (1961); Abbott y Hollenberg (1976).

Cada una de las especies se colocó en placas hechas de papel aluminio y se secó en un horno a 60° C durante 24 hrs hasta alcanzar su peso constante. Posteriormente se pesó en una balanza granataria (precisión ± 0.1 g) con el fin de obtener el peso seco de cada especie.

II.5.2 Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados colectados se lavaron con agua dulce y se preservaron con alcohol etílico al 70% en frascos de vidrio debidamente etiquetados. La identificación de los organismos de este trabajo se realizó a nivel de familia. Para la clasificación se utilizaron las guías taxonómicas de Smith y Carlton (1975); Behrens (1980); Brusca (1980); Kozzloff (1983); Abbot (1991); Blake *et al.* (1995, 1997); Scott *et al.* (1996); Blake y Scott (1997, 1998) y Coan *et al.* (2000).

II.6 Análisis de datos

Se calcularon los valores promedios por sitio (Rincón de Ballenas y Rancho Packard), por profundidad (Niveles I-IV) y, por mes (junio 2009-abril 2010), de las variables biológicas: biomasa de macroalgas y, abundancia de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos. Las variables biológicas fueron expresadas por metro cuadrado, para lo cual se multiplicó el valor obtenido en cada cuadrante por cuatro. Los valores de biomasa de las macroalgas se expresaron como g peso seco m⁻² y la abundancia se expresó como el número de individuos de la especie m⁻². La abundancia de los macroinvertebrados se determinó como el número de individuos de cada familia m⁻² (Dawes, 1986). También se obtuvieron los promedios mensuales para cada una de las variables ambientales con la finalidad de caracterizar la región de estudio.

II.6.1 Biomasa y abundancia de *Sargassum horneri*

Debido que los datos de biomasa y abundancia de *S. horneri* no presentaron una distribución normal (Kolmogorov-Smirnov, $P < 0.01$), se decidió utilizar estadística no-paramétrica. Para determinar si existía diferencia estadísticamente significativa entre los dos sitios, se aplicó la prueba U de Mann -Whitney entre 2 muestras independientes bajo la hipótesis nula: La biomasa y la abundancia de *S. horneri* en Rincón de Ballenas es similar a la encontrada en Rancho Packard. Para descartar diferencias debido a la profundidad en ambos sitios, se aplicó un ANOVA de una vía, prueba de Kruskal-Wallis para probar la hipótesis nula: No existen diferencias significativas entre los niveles de profundidad I-IV de Rincón de Ballenas y los niveles de profundidad I-IV de Rancho Packard.

En cada sitio de estudio se realizaron pruebas de significancia tanto espaciales (niveles de profundidad I, II, III y IV) como temporales (meses de muestreo). Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre los valores de biomasa y abundancia en función de la profundidad y mes de muestreo se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis. Se buscaba probar las siguientes hipótesis nulas: La biomasa y la abundancia de *S. horneri* es similar en las cuatro profundidades del sitio y, las

variables biológicas medidas de *S. horneri* son similares en los diferentes meses de muestreo.

En todas las pruebas estadísticas el nivel de significancia fue del 5% ($\alpha = 0.05$) y se realizaron utilizando el programa STATISTICA versión 7 (2002) para Windows.

II.6.2 Relación de variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*

El análisis de datos entre las variables de *S. horneri* (biomasa y abundancia), y las variables ambientales (temperatura, radiación fotosintéticamente activa y las horas de exposición al aire), se realizó mediante un análisis de correlación no paramétrica de Spearman (Zar, 1996) con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$, utilizando el programa STATISTICA versión 7 (2002) para Windows.

II.6.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales locales

Para estudiar la estructura de la comunidad, en términos de diversidad, se calculó la riqueza específica (S) presente en cada sitio, así como la riqueza en presencia y ausencia de *S. horneri*. Los valores de diversidad se calcularon para cada sitio, en presencia y ausencia de la especie introducida utilizando el índice de Shannon-Wiener que estima la diversidad a partir del número de individuos colectados.

Se utilizó un análisis de similitud ANOSIM para determinar si la biomasa y abundancias de las especies algales diferían significativamente: 1. entre los niveles de profundidad del perfil de cada sitio, 2. entre los diferentes meses de muestreo, y 3. en presencia-ausencia de *S. horneri*. El ANOSIM es una prueba basada en permutaciones que realiza comparaciones dentro de los grupos de muestras, análoga a ANOVA (análisis de varianza). En este caso se calcula un estadístico global R (análogo al F en ANOVA). Para determinar si las diferencias estadísticamente significativas existen entre todos los grupos, éste debe variar entre -1 y +1 (Clarke y Warwick, 1994).

Se generó una matriz de similitud de Bray–Curtis usando la biomasa y abundancias relativas, transformadas mediante raíz cuadrada, de las especies encontradas en cada sitio en presencia-ausencia de *S. horneri*, durante los meses de estudio. Con base en esta matriz se aplicó un análisis de agrupamiento Cluster y un análisis de ordenación de ajuste multidimensional no paramétrico (N-MDS). El dendrograma (Cluster) fue construido utilizando el método jerárquico aglomerativo con los valores de biomasa y abundancia para desarrollar subgrupos significativos, asociados por época del año, y asociados con base en la presencia y ausencia de la especie introducida *S. horneri* (Hair *et al.*, 1999). El método de ordenación de ajuste multidimensional (N-MDS) fue utilizado para representar gráficamente las similitudes entre muestras. El índice de asociación utilizado para este análisis fue el índice de similitud Bray-Curtis que permite, a través de las transformaciones, equilibrar la contribución de especies más o menos abundantes y de mayor o menor biomasa. Los valores de estrés que aparecen en cada una de las ordenaciones indican el grado de confiabilidad de la representación de similitud entre las muestras de su espacio original (multidimensional) al espacio reducido (MDS-2 dimensiones). Un nivel de estrés de 0.05 a 0.1 corresponde a una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación, un nivel de stress de entre 0.2 a 0.3, corresponde a una interpretación potencialmente útil; sin embargo, a este nivel de stress es necesario la aplicación de una técnica alternativa como el análisis de agrupamiento (Clarke y Warwick, 1994).

II.6.4 Influencia de *Sargassum horneri* en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos

La comunidad de macroinvertebrados se caracterizó en función de la presencia y ausencia de *S. horneri*. Para evaluar la significancia estadística de la abundancia de los macroinvertebrados de cada profundidad del perfil, de cada sitio, durante un ciclo anual, se aplicó un análisis de similaridad ANOSIM con un nivel de significancia $\alpha=0.05$. Este mismo análisis se utilizó para describir la estructura de la comunidad en cuanto a la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos en presencia y ausencia de la especie introducida. Se aplicó un análisis de agrupamiento y un análisis de ordenación de ajuste multidimensional no paramétrico (N-MDS) a la matriz de similaridad de Bray-Curtis de

datos transformados mediante raíz cuadrada para observar grupos significativos asociados por las variables espacio-temporales y, la presencia-ausencia de *S. horneri*.

Cuando no se encontraron diferencias significativas entre los niveles de profundidad, éstos se unieron y se calcularon sus estadísticas descriptivas, esto con el fin de aumentar el poder de los análisis estadísticos (Minchinton y Bertness, 2003). Todos los análisis univariados y multivariados, tanto de macroalgas como de macroinvertebrados, se realizaron utilizando el programa PRIMER v. 6.0. (Plymouth Marine Laboratories, UK).

III. Resultados

III.1 Variables ambientales

III.1.1 Temperatura Superficial del Mar (TSM)

La temperatura superficial del mar varió entre un máximo de 21.1°C que fue registrado en septiembre de 2009 y un mínimo de 15.5°C, valor registrado en los meses de marzo y abril del 2010 (Fig. 8).

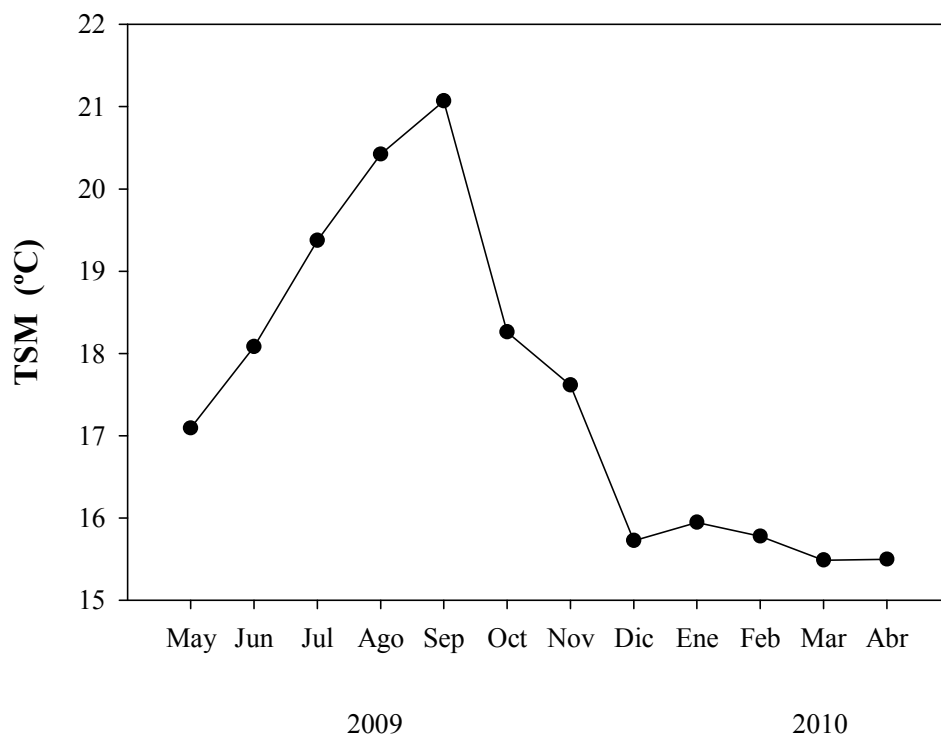


Figura 8. Valores promedio de temperatura superficial del mar en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009–abril 2010.

III.1.2 Radiación fotosintéticamente activa (PAR)

La radiación varió entre 22.8 y 55.2 mol m⁻² día⁻¹. Los valores máximos de radiación, 55.2 y 54.7 mol m⁻² día⁻¹ se registraron en los meses de junio y julio del 2009 respectivamente, mientras que la radiación mínima, 22.8 y 23 mol m⁻² día⁻¹ se registraron en los meses de diciembre del 2009 y enero del 2010, respectivamente (Fig. 9).

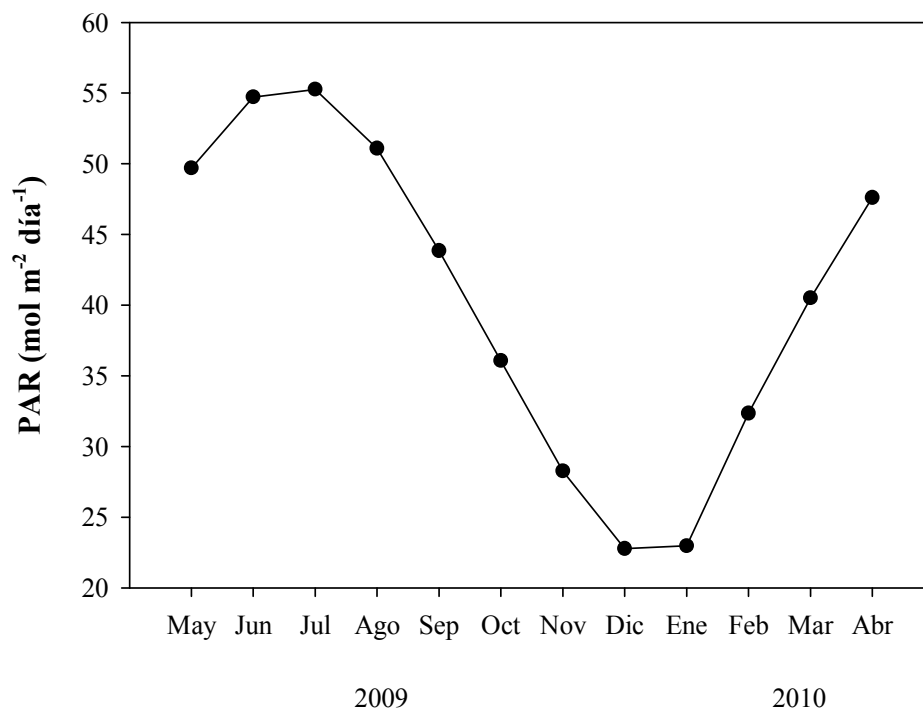


Figura 9. Valores promedio de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009 – abril 2010.

III.1.3 Horas de exposición al aire

Durante la temporada de muestreo, en Rincón de Ballenas, el número de horas de exposición al aire fue de 77 ± 0 horas, en comparación a las horas de exposición en Rancho Packard que fue de 685 ± 53 horas, siendo este último valor diez veces mayor.

En Rincón de Ballenas, el número promedio de horas de exposición al aire, en los niveles de profundidad analizados, fue mayor durante el invierno, 71 horas, que en el otoño, 21 horas (Fig. 10).

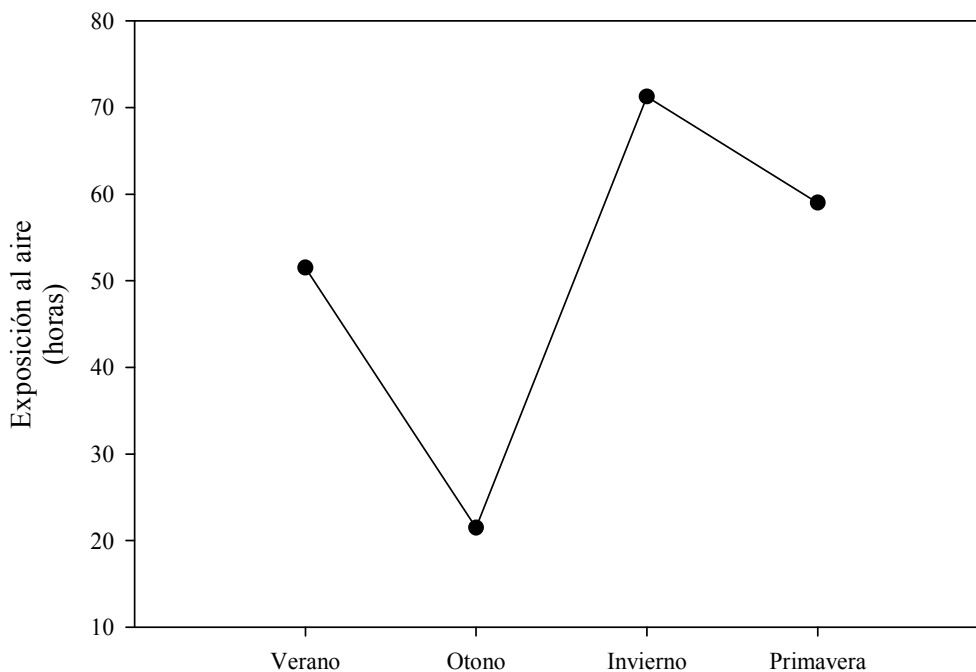


Figura10. Número de horas de exposición al aire promedio en Rincón de Ballenas durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).

En Rancho Packard, el número promedio de horas de exposición al aire, fue mayor en la primavera, 1,729 horas, que en el otoño, 1,153 horas (Fig. 11).

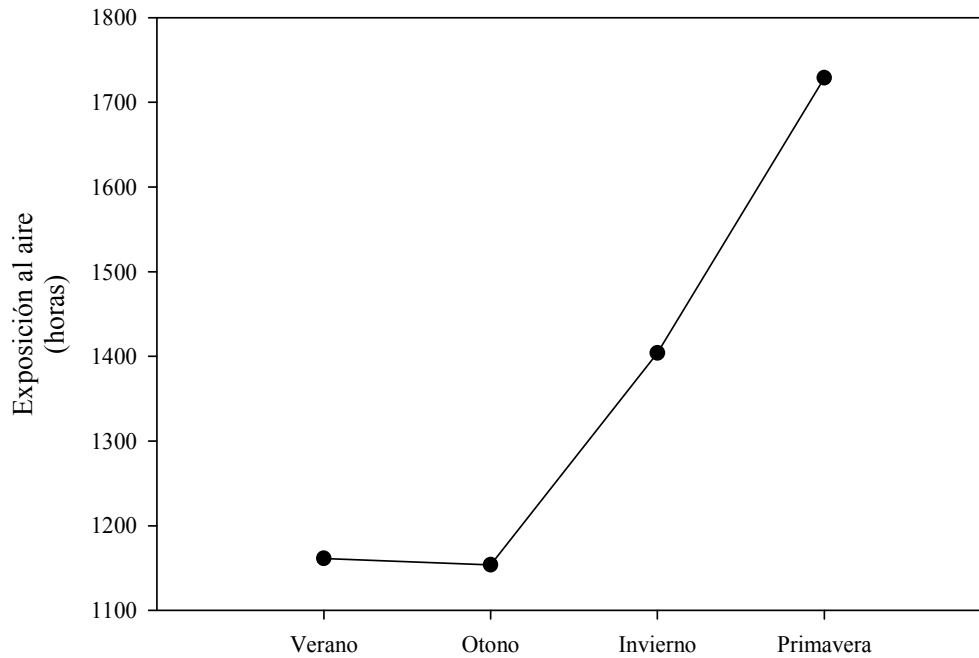


Figura11. Número de horas de exposición al aire en Rancho Packard durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).

III.2 Variación de la biomasa y abundancia del alga introducida

S. horneri presentó diferencias altamente significativas ($P=0.000$) en su biomasa y en su abundancia entre los dos sitios de estudio. Por lo tanto, para todos los análisis estadísticos, cada sitio se trató de manera independiente.

III.2.1 Rincón de Ballenas

En el sitio Rincón de Ballenas, la especie *S. horneri* se encontró distribuida a profundidades entre -0.2 y -0.8 m con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), aunque sólo estuvo presente en los meses de octubre y noviembre 2009, y marzo 2010, y se le encontró distribuida de manera irregular entre los cuatro niveles de profundidad.

No se observó una gran variabilidad de los valores de biomasa para este sitio (Fig. 12). El valor promedio anual encontrado fue de $4 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y estadísticamente, *S. horneri* no presentó diferencias significativas en función de los niveles de profundidad ($P= 0.26$), ni en función de los diferentes meses de muestreo ($P= 0.22$).

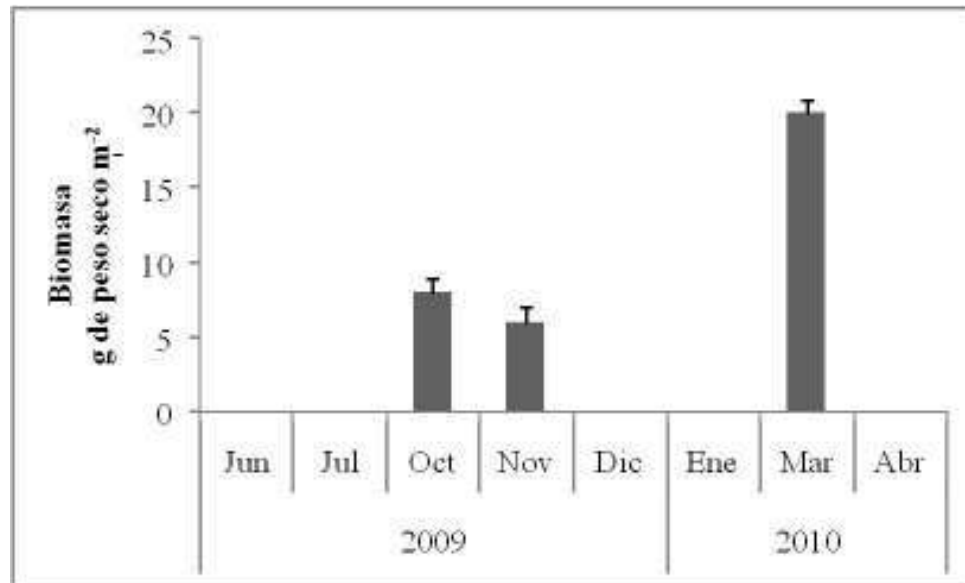


Figura 12. Variación temporal de la biomasa de *Sargassum horneri* de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.

En cuanto a la abundancia de *S. horneri*, el valor promedio anual encontrado en este sitio fue de $2 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$ (Fig. 13). Estadísticamente, la abundancia de *S. horneri* no fue significativa en función de la profundidad ($P= 0.26$) así como tampoco lo fue a escala temporal ($P= 0.31$).

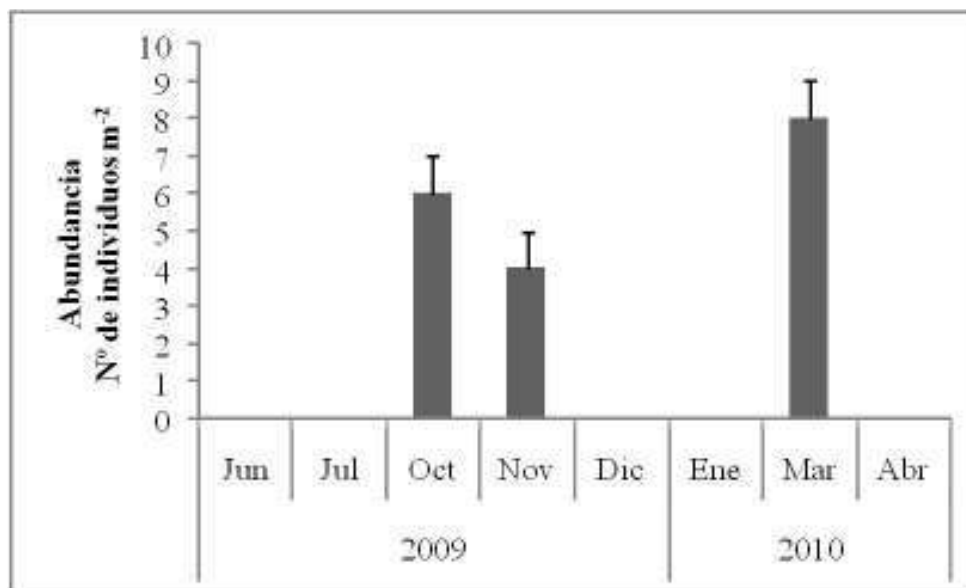


Figura 13. Variación temporal de la abundancia de *Sargassum horneri* de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.

III.2.1.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio

En el verano y la primavera, no se registraron datos de la abundancia y longitud de *S. horneri*, por que no se encontraron ejemplares de la especie dentro de los cuadrantes. Dentro de los cuadrantes fijos hubieron diferencias significativas ($P= 0.005$) en la abundancia encontrada en las diferentes temporadas muestreadas. En todo el período de estudio se encontró un total de 13 individuos, con una abundancia de 10 individuos durante el otoño y 3 individuos en el invierno (Fig. 14).

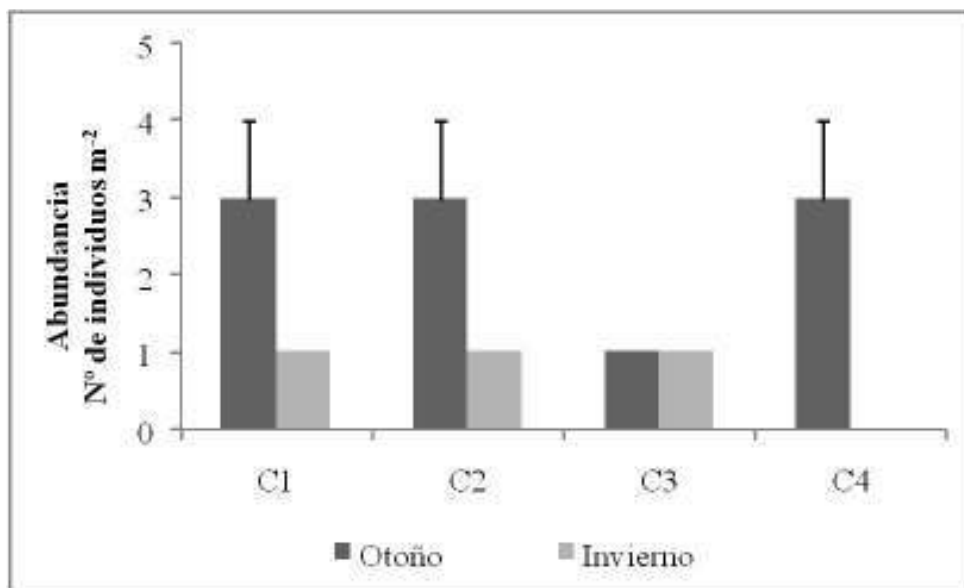


Figura 14. Abundancia promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.

En cuanto a la longitud, se encontraron diferencias significativas ($P= 0.013$) entre los cuadrantes durante las épocas de muestreo. La longitud de *S. horneri* durante el otoño varió de 30 a 53 cm, mientras que en el invierno fue de 35 a 50 cm (Fig. 15).

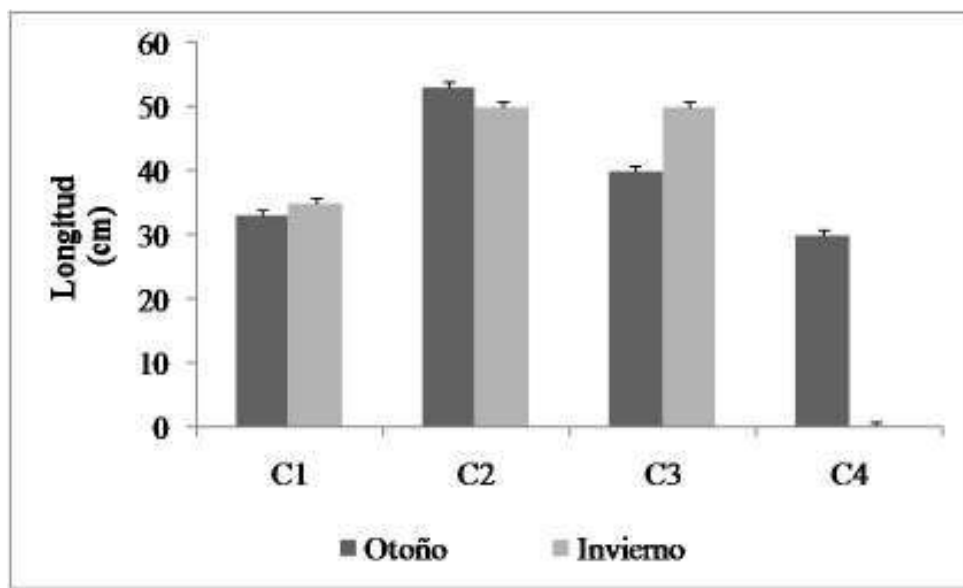


Figura 15. Longitud promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.

Durante el invierno, se observó una gran cantidad (el doble de lo colectado en este estudio) de *S. horneri* flotando a la deriva, mientras que la mayor cantidad de material de arribazón en la orilla se registró a finales del invierno y a principios de la primavera.

III.2.2 Rancho Packard

En Rancho Packard, *S. horneri* se encontró distribuida de manera irregular a profundidades entre +0.5 y -0.2 m con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior. Temporalmente, no se tienen datos de *S. horneri* en el mes de abril 2010, debido a que las condiciones ambientales impidieron el acceso al sitio de estudio, pero la presencia de *S. horneri* en este sitio, se observó casi todo el año, a excepción del mes de junio.

La biomasa promedio anual encontrada en este sitio fue de $102 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$. Estadísticamente, la biomasa de *S. horneri* no presentó diferencias significativas ($P=0.28$) entre niveles de profundidad. Por el contrario, la biomasa en los diferentes meses

de muestreo presentó diferencias altamente significativas ($P= 0.000$). La mayor biomasa, $292\pm 1 \text{ g m}^{-2}$, se encontró en el mes de marzo del 2010, mientras que la mínima, $12\pm 1 \text{ g m}^{-2}$, se detectó en el mes de julio del 2009 (Fig. 16).

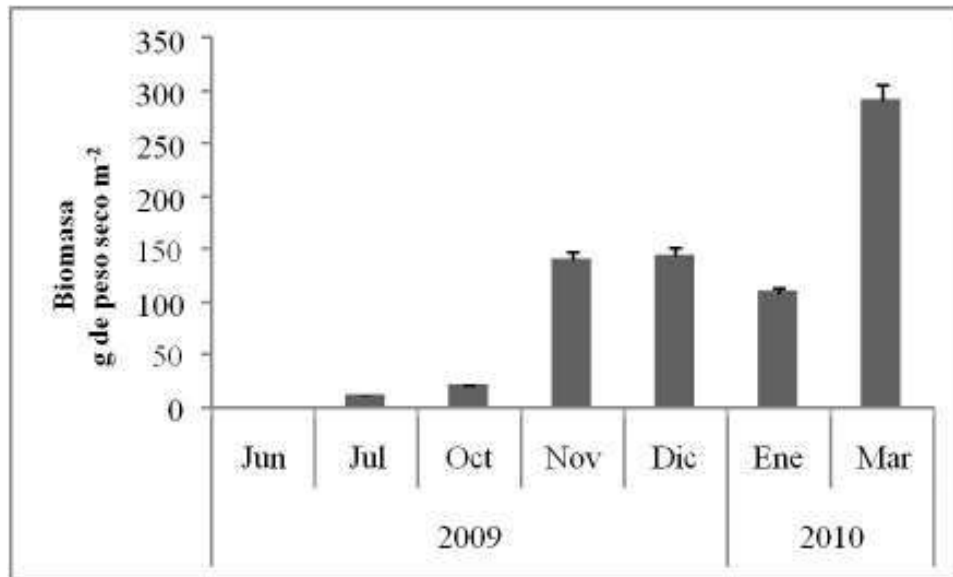


Figura 16. Variación temporal de la biomasa de *Sargassum horneri* de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.

La abundancia promedio anual de *S. horneri* en este sitio, fue de $10\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$. Estadísticamente, la abundancia no presentó diferencias significativas ($P= 0.43$) a escala espacial (niveles de profundidad). Sin embargo, la variación temporal de la abundancia fue significativamente diferente ($P= 0.02$), encontrándose la mayor abundancia promedio, $17\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, en el mes de noviembre del 2009 y la mínima, $4\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, en el mes de julio del 2009 (Fig. 17).

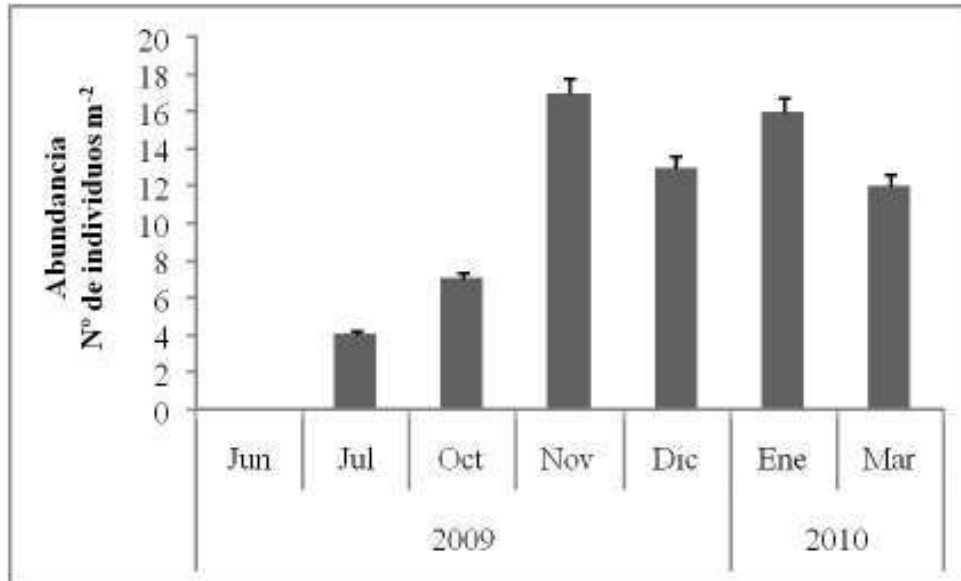


Figura 17. Variación temporal de la abundancia de *Sargassum horneri* de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.

III.2.2.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio

En el verano y la primavera no se registraron datos de la abundancia y la longitud de *S. horneri*, por que no se encontraron ejemplares de la especie dentro de los cuadrantes fijos, dentro de estos mismos cuadrantes hubo diferencias significativas ($P=0.00$) en la abundancia de *S. horneri*, encontrada durante las épocas de muestreo. En todo el estudio se obtuvo un total de 13 individuos, con una abundancia total de 7 individuos en el otoño y 6 individuos en el invierno. (Fig. 18).

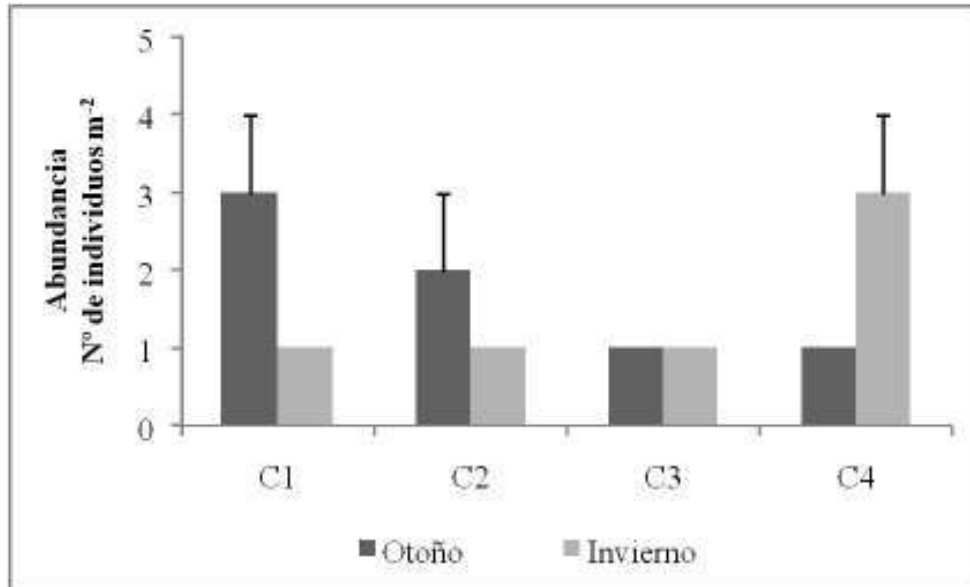


Figura 18. Abundancia promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.

En cuanto a la longitud, se encontraron diferencias significativas ($P= 0.00$) entre los cuadrantes durante las épocas de muestreo. La longitud de *S. horneri* fue de 5 a 23 cm durante el otoño, mientras que en el invierno fue de 48 a 120 (Fig. 19).

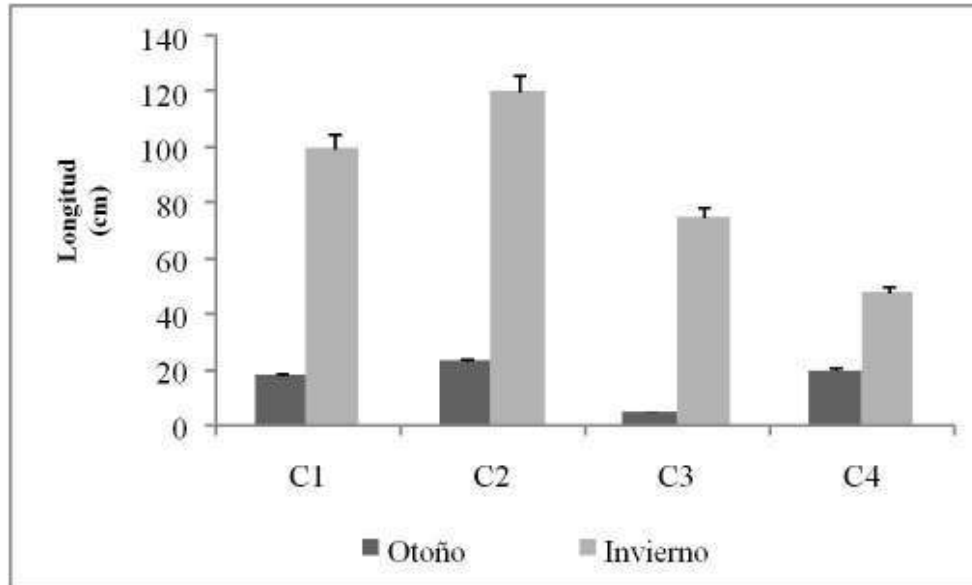


Figura 19. Longitud promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.

Al igual que en Rincón de Ballenas, durante el invierno, se observó una gran cantidad de *S. horneri* flotando a la deriva mientras que la mayor cantidad de material de arribazón en la orilla se registró a finales del invierno y a principios de la primavera.

III.3 Relación de las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*

En Rincón de Ballenas, ninguna variable estuvo correlacionada con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri* (Tabla II).

Tabla II. Coeficientes de correlación entre la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*, con las variables ambientales en Rincón de Ballenas.

<i>Sargassum horneri</i>	Variables ambientales	Correlación no paramétrica de Spearman		
		Coefficiente de correlación (ρ)	Coefficiente de determinación (ρ^2)	P
Biomasa	Temperatura	-0.432	-0.831	0.466
	PAR	0.500	1.000	0.391
	Horas de Exposición	-0.725	-0.825	0.165
Abundancia	Temperatura	0.163	2.083	0.807
	PAR	0.007	0.097	0.152
	Horas de Exposición	-0.054	-0.688	0.495

Por otra parte, en Rancho Packard; la temperatura superficial del agua estuvo, correlacionada con la biomasa y abundancia de *S. horneri*, mientras que PAR solo estuvo correlacionada con su abundancia. La correlación más fuerte fue con la temperatura (Tabla III).

Tabla III. Valores de correlación entre la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri* y las variables ambientales en Rancho Packard. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.

<i>Sargassum horneri</i>	Variables ambientales	Correlación no paramétrica de Spearman		
		Coefficiente de correlación (ρ)	Coefficiente de determinación (ρ^2)	P
Biomasa	Temperatura	-0.53	-5.07	0.00*
	PAR	-0.25	-2.12	0.03*
	Horas de Exposición	0.76	0.61	0.54
Abundancia	Temperatura	-0.34	-2.88	0.00*
	PAR	-0.13	-1.04	0.30
	Horas de. Exposición	-0.08	-0.66	0.50

III.4 Relación de *Sargassum horneri* con organismos locales

III.4.1 Macroalgas

Se registraron un total de 39 especies de macroalgas, de las cuales 23 especies pertenecen a la División Rhodophyta, 11 a la División Phaeophyta y 5 a la División Chlorophyta. En términos generales, el sitio Rincón de Ballenas fue el que presentó la mayor riqueza, 30 especies, mientras que en el sitio Rancho Packard se observaron, 26 especies.

La biomasa y la abundancia máximas promedio, $120 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y $14 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, se registraron en Rancho Packard, mientras que en el sitio Rincón de Ballenas, la biomasa y la abundancia promedio fueron de $66 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y $10 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$ respectivamente. La biomasa y la abundancia de las macroalgas mostraron diferencias altamente significativas entre sitios (biomasa, $P= 0.001$; abundancia, $P= 0.001$). Con base en estos resultados, los datos de macroalgas se analizaron por separado para cada sitio.

III.4.2 Macroalgas locales en Rincón de Ballenas

Se colectaron 30 especies, de las cuales la División Rhodophyta fue la más diversa, con 18 especies, seguida por la División Phaeophyta con 8 y la Chlorophyta con 4 especies. El alga roja *Corallina officinalis* y el alga verde *Ulva fasciata* fueron las especies de mayor biomasa; por otra parte, las algas rojas *Chondria californica* y *Petrospongium rugosum* las de menor biomasa en este sitio, durante el período de estudio.

En cuanto a la abundancia, el alga roja *Corallina officinalis* y el alga parda *Sargassum muticum* mostraron abundancias promedio máximas. Las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Chondria californica*, *Chondrocanthus canaliculatus*, *Cryptopleura ramosa* y *Endarachne binghamiae* las algas pardas *Colpomenia tuberculata*, *Petrospongium rugosum* y *Silvetia compressa*, y el alga verde *Ulva*

californica mostraron una abundancia promedio mínima, a lo largo del ciclo anual estudiado (Tabla IV).

Tabla IV. Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.

División	Especie	Biomasa (g m⁻²)	Abundancia (indiv m⁻²)
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i>	28	8
	<i>Ulva californica</i>	292	4
	<i>Ulva fasciata</i>	324	8
	<i>Ulva nematoidea</i>	8	8
Phaeophyta	<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	4
	<i>Colpomenia tuberculata</i>	20	4
	<i>Dictyota flabellata</i>	32	8
	<i>Dictyopteris undulata</i>	28	8
	<i>Petrospongium rugosum</i>	4	4
	<i>Sargassum muticum</i>	136	16
	<i>Silvetia compressa</i>	8	4
	<i>Sphacelaria californica</i>	124	12
	<i>Zonaria farlowii</i>	8	8
Rhodophyta	<i>Acrosorium uncinatum</i>	8	4
	<i>Centroceras clavulatum</i>	48	8
	<i>Chondria californica</i>	4	4
	<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	8	4
	<i>Chondria decipiens</i>	8	8
	<i>Corallina vancouverensis</i>	148	8
	<i>Corallina officinalis</i>	352	20
	<i>Corallina polysticha</i>	300	12
	<i>Cryptopleura ramosa</i>	8	4
	<i>Endarachne binghamiae</i>	40	4
	<i>Hypnea valentiae</i>	8	8
	<i>Jania crassa</i>	24	8
	<i>Jania rosea</i>	108	12
	<i>Laurencia pacifica</i>	16	8
	<i>Lithothrix aspergillum</i>	180	12
	<i>Pterocladia capillacea</i>	20	8
	<i>Smithora naiadum</i>	8	8

III.4.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad macroalgal de Rincón de Ballenas

A lo largo del ciclo anual, las algas rojas *Corallina vancouverienesis*, *Hypnea valentiae*, *Jania rosea*, *Laurencia pacifica*, y las algas cafés *Dictyota flabellata*, *Dictyopteris undulata* y *Sargassum muticum* fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La riqueza local existente en presencia de *S. horneri* fue de 13 especies, de las cuales 8 pertenecen a la división Rhodophyta y 5 a la división Phaeophyta. En ausencia de *S. horneri*, hubo 28 especies, de las cuales 16 pertenecen a la división Rhodophyta, 8 a las Phaeophyta y 4 a las Chlorophyta. El número de especies durante los meses de muestreo fue mayor en noviembre en presencia de *S. horneri* y en junio en ausencia de la especie introducida, siendo octubre el mes que tuvo el menor número de especies tanto en presencia como en ausencia de *S. horneri* (Fig. 20).

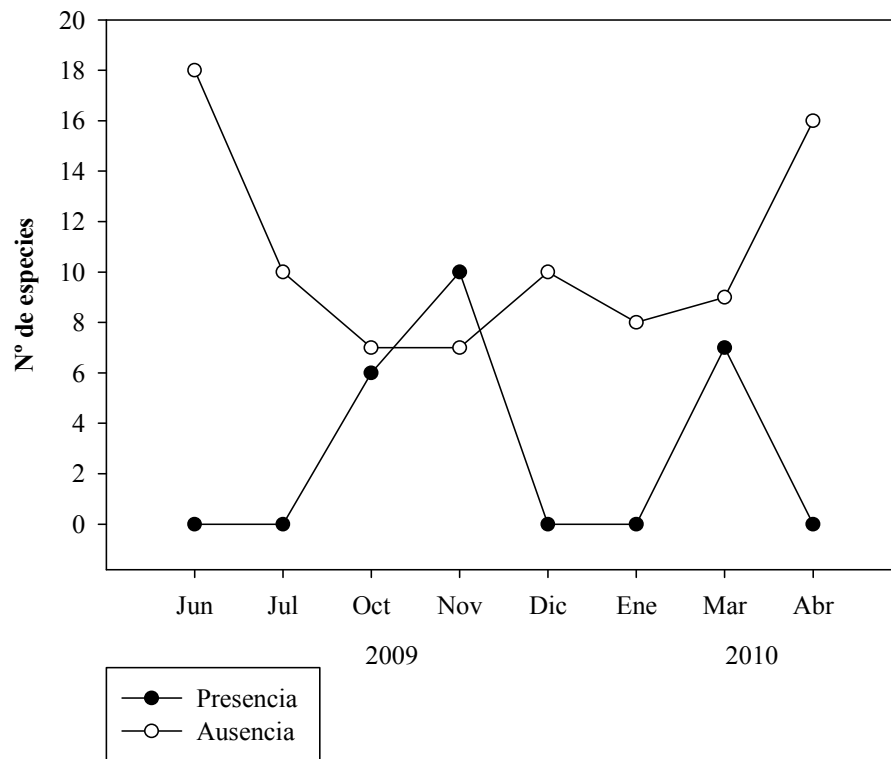


Figura 20. Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroalgas existente en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto al índice de diversidad de especies (H'), se obtienen diferencias altamente significativas ($P= 0.001$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo el mayor valor en el mes de noviembre, mientras que en ausencia los meses de junio y abril fueron más diversos (Fig. 21).

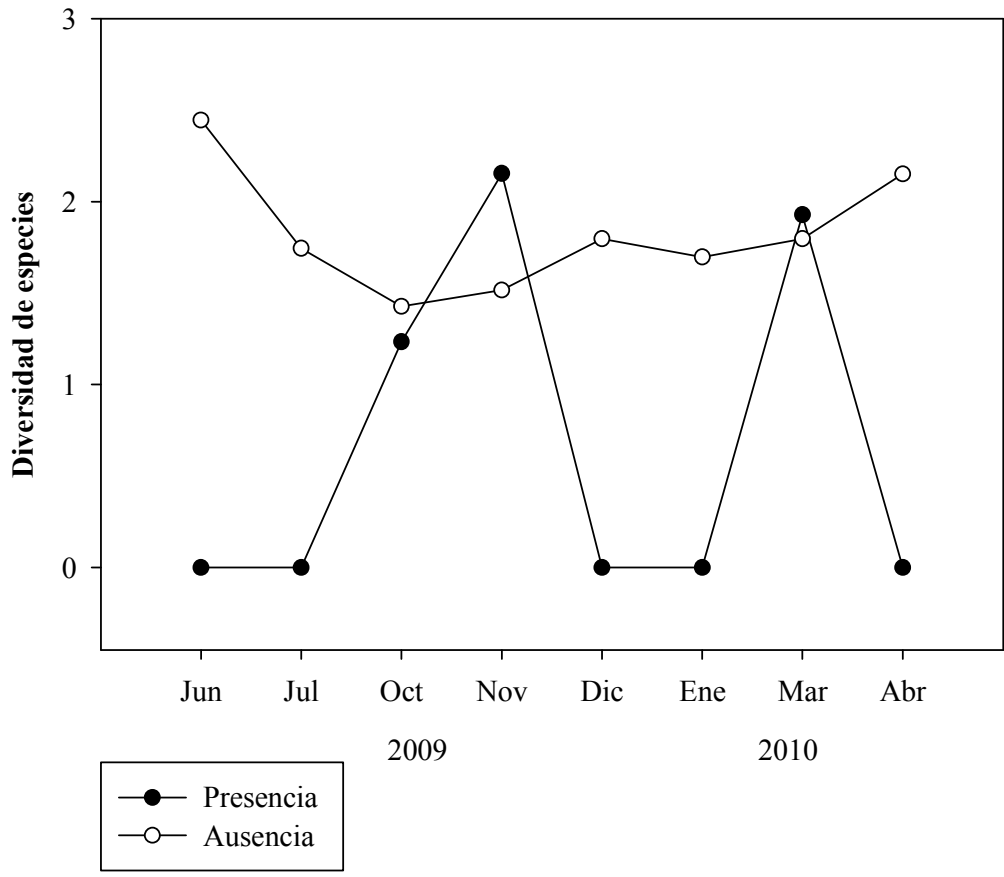


Figura 21. Diversidad de especies de macroalgas en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

III.4.3.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de *S. horneri*, las algas con mayor biomasa promedio durante el periodo de estudio fueron las algas rojas *Corallina officinalis* y *Jania rosea*, mientras que las especies con menor biomasa promedio fueron las algas pardas *Silvetia compressa* y *Zonaria farlowii*. En ausencia de la especie introducida, las algas con mayor biomasa promedio fueron las algas verdes *Ulva fasciata* y *Ulva californica*, mientras que las especies con menor biomasa fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum* y *Chondria californica*, y el alga parda *Petrospongium rugosum* (Tabla V).

Tabla V. Biomasa anual de especies algales (valor promedio), registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Biomasa (g m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	---	28
<i>Ulva californica</i>	---	292
<i>Ulva fasciata</i>	---	324
<i>Ulva nematoidea</i>	---	8
Phaeophyta		
<i>Dictyota flabellata</i>	28	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	---	12
<i>Colpomenia tuberculata</i>	---	20
<i>Dictyopteris undulata</i>	24	28
<i>Dictyota flabellata</i>	---	36
<i>Petrospongium rugosum</i>	---	4
<i>Sargassum muticum</i>	40	156
<i>Silvetia compressa</i>	8	---
<i>Sphacelaria californica</i>	---	124
<i>Zonaria farlowii</i>	8	8
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	12	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	---	48
<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	---	8
<i>Chondria californica</i>	---	4
<i>Chondria decipiens</i>	---	8
<i>Corallina officinalis</i>	352	---
<i>Corallina polysticha</i>	---	300
<i>Corallina vancouverensis</i>	76	164
<i>Cryptopleura ramosa</i>	---	8
<i>Endarachne binghamiae</i>	---	40
<i>Hypnea valentiae</i>	---	8
<i>Jania crassa</i>	36	20
<i>Jania rosea</i>	148	104
<i>Laurencia pacifica</i>	24	16
<i>Lithothrix aspergillum</i>	60	192
<i>Pterocladia capillacea</i>	12	28
<i>Smithora naiadum</i>	---	8

La biomasa total de las macroalgas encontrada en los cuadrantes con presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente ($P=0.297$) de la biomasa encontrada en los cuadrantes en donde esta especie no estuvo presente. A escala espacial, la biomasa promedio de las algas locales no presentó diferencias estadísticamente significativas ($P=0.247$) entre los niveles de profundidad en presencia o ausencia de *S. horneri*. Por otro lado, la biomasa promedio registrada en función del tiempo, mostró diferencias estadísticamente significativas ($P=0.001$), siendo el mes de noviembre el que presentó una mayor biomasa de macroalgas en presencia de *S. horneri*, con $78 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$, mientras que en ausencia de esta especie la mayor biomasa promedio se registró en el mes de marzo con $147 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 22).

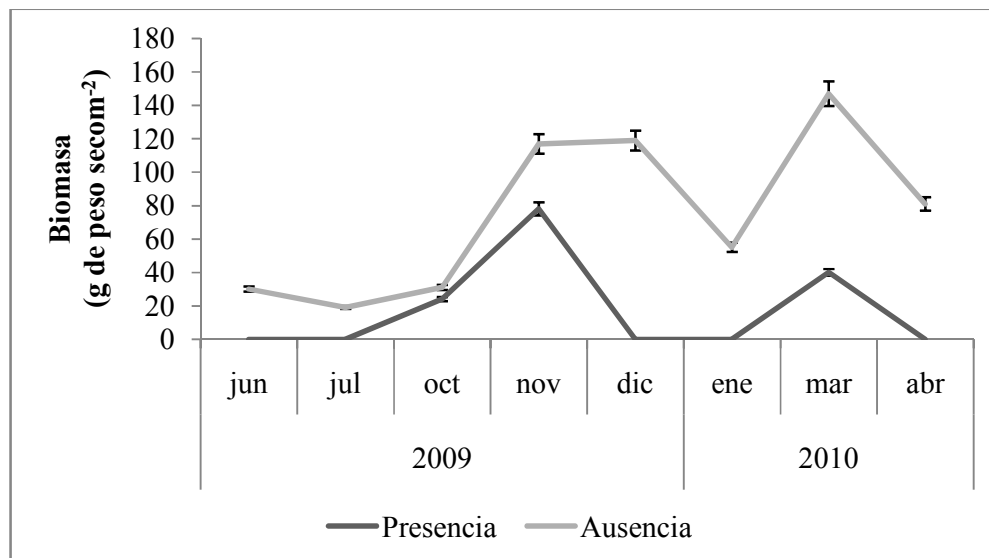


Figura 22. Biomasa promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado utilizando la matriz de biomazas de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de tres grupos. A un nivel de similitud del 60%, podemos observar un grupo formado por las biomasa encontradas durante el otoño

(octubre y noviembre), un segundo grupo conformado por las biomاسas encontradas a finales del invierno y principios de la primavera (enero y marzo), y un tercer grupo formado por las abundancias de junio y diciembre (Fig. 23).

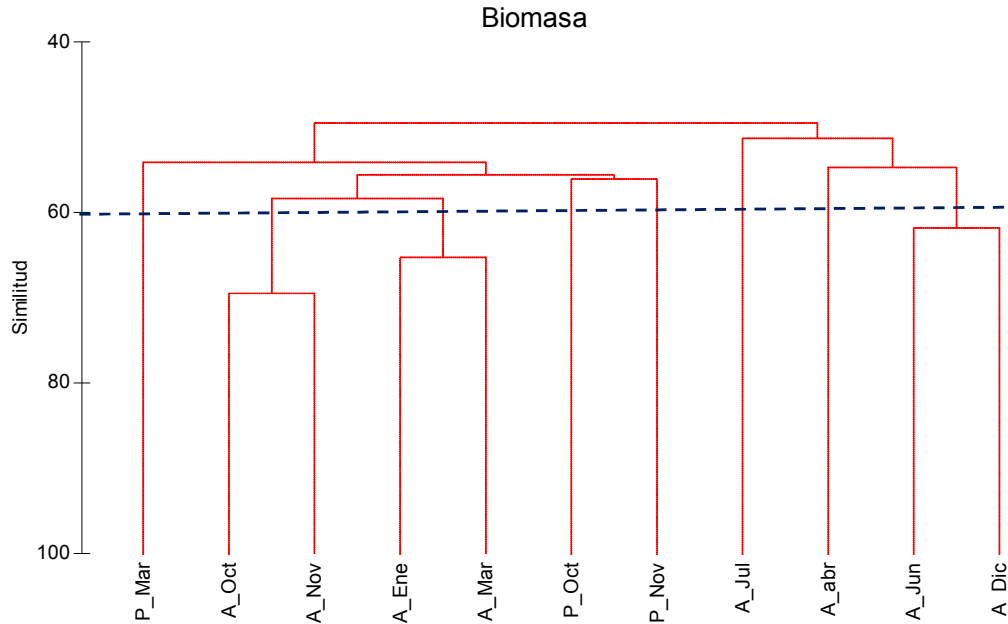


Figura 23. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos (Fig. 24), podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los tres grupos observado en el análisis de Cluster, en donde se encuentran las biomاسas registradas de octubre-noviembre, las biomاسas registradas durante enero-marzo, y las biomاسas de junio y diciembre, en ausencia de *S. horneri*. El nivel de estrés es de 0.19, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación.

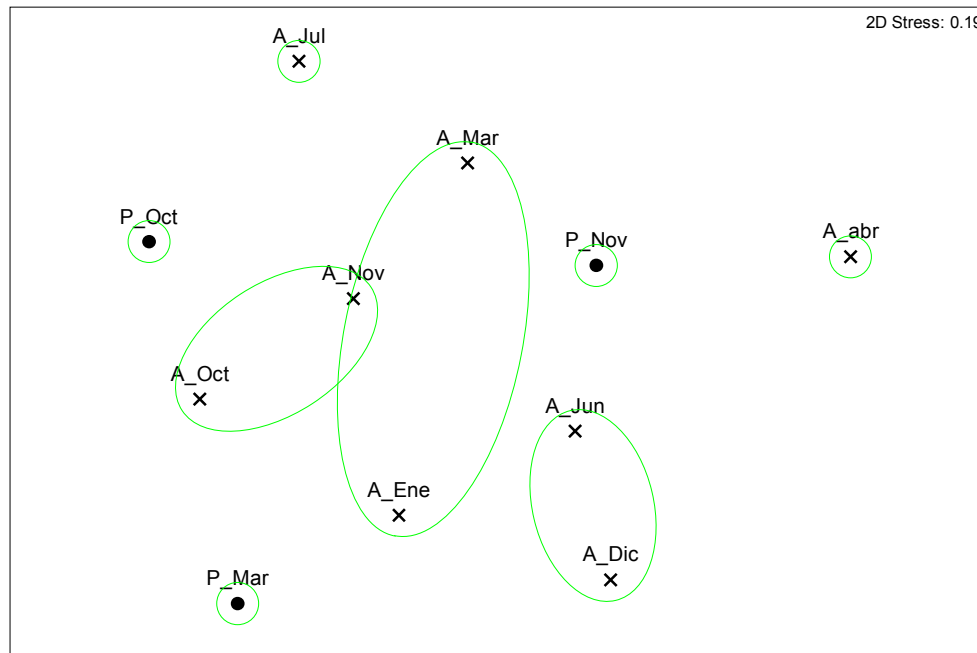


Figura 24. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son biomazas en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son biomazas en ausencia de *S. horneri*.

III.4.3.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En cuanto a la abundancia de las algas, en presencia del *S. horneri*, las especies con mayor número de individuos fueron las algas rojas *Corallina officinalis*, y *Laurencia pacifica*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Jania crassa* y *Pterocliadiella capillacea*, y las algas pardas *Dictyota flabellata*, *Dictyopteris undulata*, *Silvetia compressa* y *Zonaria farlowii*. En ausencia de *S. horenri*, la especie de mayor abundancia fue el alga parda *Sargassum muticum*. Las especies de menor abundancia fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Chondria californica*, *Chondrocanthus canaliculatus*, *Cryptopleura ramosa* y *Endarachne binghamiae*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa*, *C. tuberculata* y *Petrospongium rugosum*, y el alga verde *Ulva californica* (Tabla VI).

Tabla VI. Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Abundancia (individuo m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	---	8
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva fasciata</i>	---	8
<i>Ulva nematoidea</i>	---	8
Phaeophyta		
<i>Dictyota flabellata</i>	4	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	---	4
<i>Colpomenia tuberculata</i>	---	4
<i>Dictyopteris undulata</i>	4	12
<i>Dictyota flabellata</i>	---	12
<i>Petrospongium rugosum</i>	---	4
<i>Sargassum muticum</i>	12	16
<i>Silvetia compressa</i>	4	---
<i>Sphacelaria californica</i>	---	12
<i>Zonaria farlowii</i>	4	8
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	4	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	---	8
<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	---	4
<i>Chondria californica</i>	---	4
<i>Chondria decipiens</i>	---	8
<i>Corallina officinalis</i>	20	---
<i>Corallina polysticha</i>	---	12
<i>Corallina vancouverensis</i>	8	12
<i>Cryptopleura ramosa</i>	---	4
<i>Endarachne binghamiae</i>	---	4
<i>Hypnea valentiae</i>	---	8
<i>Jania crassa</i>	4	8
<i>Jania rosea</i>	12	12
<i>Laurencia pacifica</i>	16	8
<i>Lithothrix aspergillum</i>	8	12
<i>Pterocladia capillacea</i>	4	12
<i>Smithora naiadum</i>	---	8

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere estadísticamente ($P= 0.898$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, la abundancia promedio de las algas locales no presentó diferencias significativas ($P= 0.506$) entre los niveles de profundidad del sitio en presencia o ausencia de *S. horneri*. Sin embargo, la variación de la abundancia en función del tiempo sí fue altamente significativa ($P= 0.001$), siendo los meses de octubre y noviembre con 10 ± 1 y 8 ± 1 indiv m^{-2} respectivamente, los que presentaron una mayor abundancia de macroalgas en presencia de *S. horneri*, y los meses de octubre y diciembre con 13 ± 1 indiv m^{-2} , en donde se encontró la mayor abundancia cuando esta especie no estuvo presente (Fig. 25).

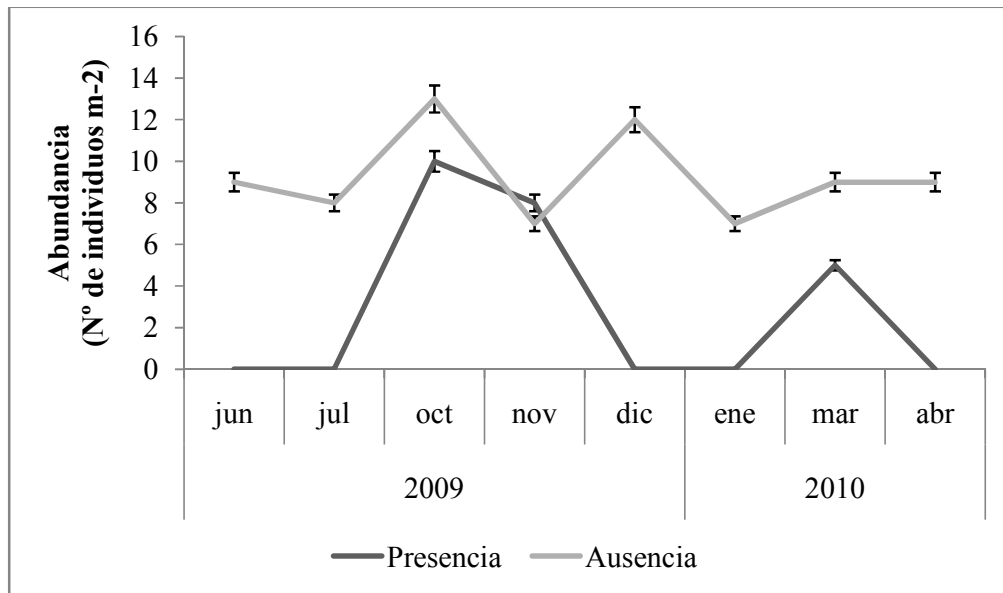


Figura 25. Abundancia promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de cuatro grupos definidos a

un nivel de similitud del 60% (Fig. 26). El primero está conformado por las abundancias encontradas en enero y marzo, el segundo grupo está formado por la asociación de las abundancias encontradas en octubre y noviembre, ambos grupos en ausencia de *S. horneri*; el tercer grupo está formado por la abundancias encontradas en octubre y marzo, en presencia de la especie introducida, y el cuarto grupo se formó con las abundancias de junio y diciembre, cuando *S. horneri* no estuvo presente.

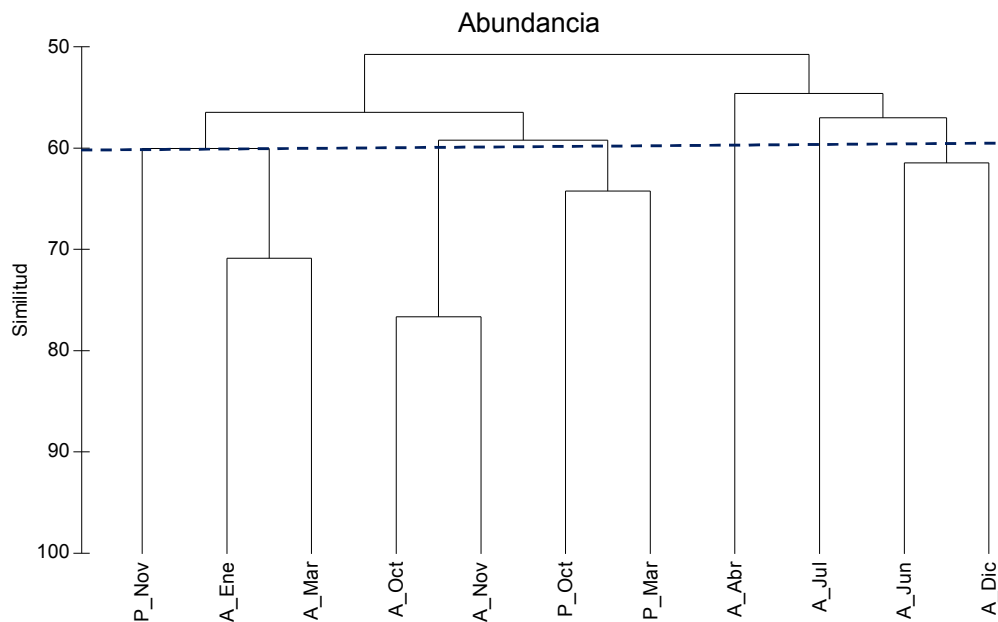


Figura 26. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia (P) y ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los mismos grupos observados en el dendrograma, el primero formado por las abundancias encontradas en enero y marzo, el segundo formado por la abundancias encontradas en octubre y noviembre, el tercero lo forman las abundancias encontradas en octubre y marzo, y el cuarto por las encontradas en junio y en diciembre. El nivel de estrés es de 0.17, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación (Fig. 27).

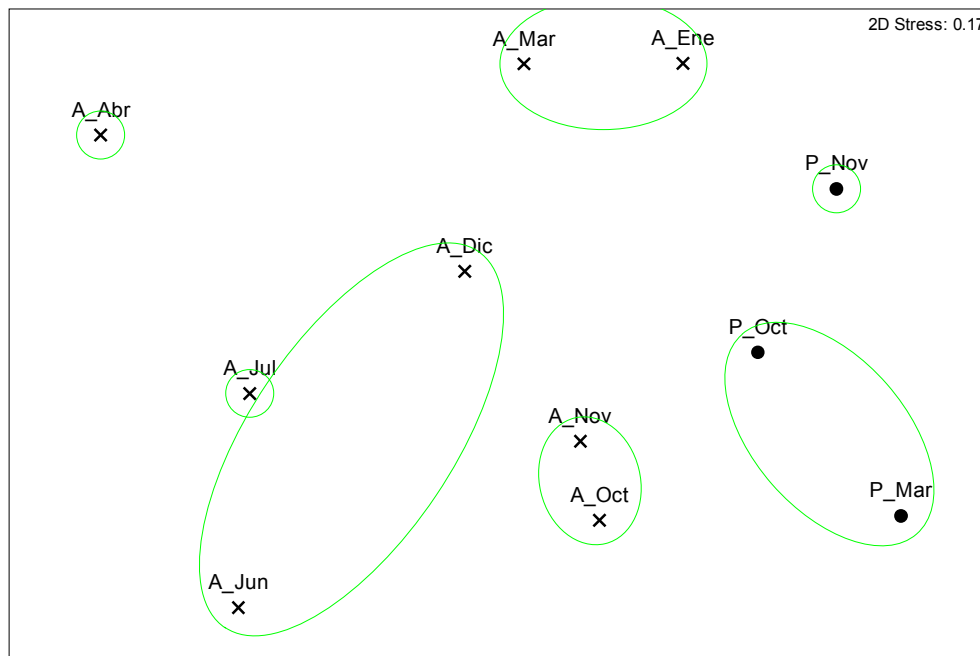


Figura 27. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.4 Macroalgas locales en Rancho Packard

Se registraron un total de 26 especies, de las cuales, la División Rhodophyta fue la más diversa con 15 especies, seguida por la División Phaeophyta con 7 y la Chlorophyta con 4 especies. Durante el período de estudio, la mayor biomasa promedio estuvo representada por las algas rojas *Lithothrix aspergillum*, *Corallina frondescens*, *C. pinnatifolia* y *Centroceras clavulatum*. La menor biomasa promedio correspondió a las algas rojas *Mazzaella affinis*, *Pterocladia caloglossoides*, y al alga verde *Ulva californica*.

En cuanto a la abundancia, el alga roja *Corallina frondescens* mostró la máxima abundancia promedio durante el período de estudio, seguida por las algas rojas

Centroceras clavulatum, y *Lithothrix aspergillum*, y las algas pardas *Dictyopteris undulata* y *Petrospongium rugosum*; mientras que la menor abundancia promedio estuvo representada por las algas rojas *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Mazzaella affinis*, *Pterocliadiella californica* y *Pterocladia caloglossoides*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa*, *Silvetia compressa deliquescens*, y las algas verdes *Codium fragile*, *C. hubbsii* y *Ulva californica* (Tabla VII).

Tabla VII. Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.

División	Especie	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (indiv m ⁻²)
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i>	8	4
	<i>Codium hubbsii</i>	8	4
	<i>Ulva californica</i>	4	4
	<i>Ulva nematoidea</i>	12	12
Phaeophyta	<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	4
	<i>Dictyota flabellata</i>	56	12
	<i>Dictyopteris undulata</i>	84	20
	<i>Petrospongium rugosum</i>	16	20
	<i>Sargassum muticum</i>	76	12
	<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	72	4
	<i>Zonaria farlowii</i>	76	16
Rhodophyta	<i>Amphiroa zonata</i>	76	12
	<i>Centroceras clavulatum</i>	220	20
	<i>Corallina frondescens</i>	328	24
	<i>Corallina pinnatifolia</i>	264	12
	<i>Corallina vancouverensis</i>	120	8
	<i>Endarachne binghamiae</i>	52	8
	<i>Hypnea valentiae</i>	40	4
	<i>Jania rosea</i>	180	8
	<i>Laurencia pacifica</i>	12	4
	<i>Lithothrix aspergillum</i>	440	20
	<i>Mazzaella affinis</i>	4	4
	<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	88	12
	<i>Pterocliadiella californica</i>	12	4
	<i>Pterocliadiella capillacea</i>	168	16
	<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	4

III.4.5 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard

A lo largo del ciclo anual, las algas cafés *Dictyopteris undulata*, *Sargassum muticum*, *Zonaria farlowii*, *Dictyota flabellata*, y las algas rojas *Lithothrix aspergillum*, *Centroceras clavulatum* y *Corallina vancouveriensis* fueron las que estuvieron presentes de manera más constante, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La riqueza local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 22 especies de las cuales 14 pertenecen a la división Rhodophyta, 6 a Phaeophyta y 2 a Chlorophyta; mientras que cuando *S. horneri* no estuvo presente, la diversidad estuvo representada por 21 especies, de las cuales 11 pertenecen a la división Rhodophyta, 7 a Phaeophyta y 3 a Chlorophyta. En presencia de *S. horneri*, la riqueza de especies fue mayor en octubre y menor en junio, mientras que en ausencia de *S. horneri*, las abundancia máxima se midió en junio y la mínima de octubre a enero (Fig. 28).

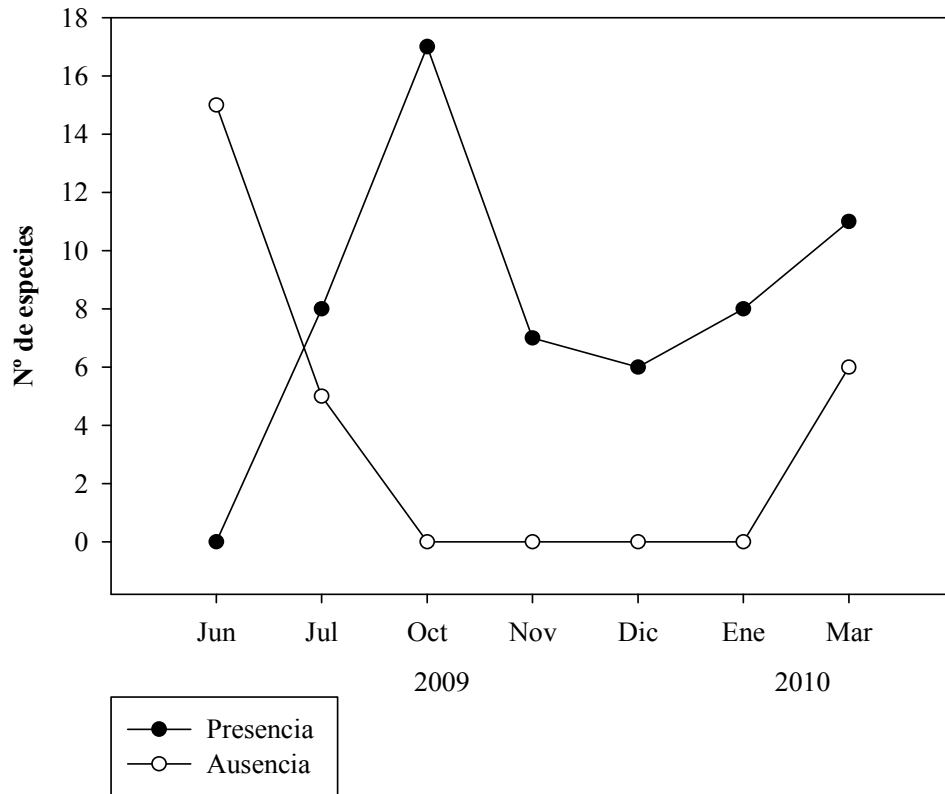


Figura 28. Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

La variación de la diversidad (H') de la comunidad de macroalgas existente en presencia y en ausencia de *S. horneri*, presenta diferencias significativas entre los diferentes meses de muestreo ($P= 0.001$). En presencia de *S. horneri*, se obtuvo el mayor valor en el mes de octubre, mientras que en su ausencia, el mes de junio fue el más diverso (Fig. 29).

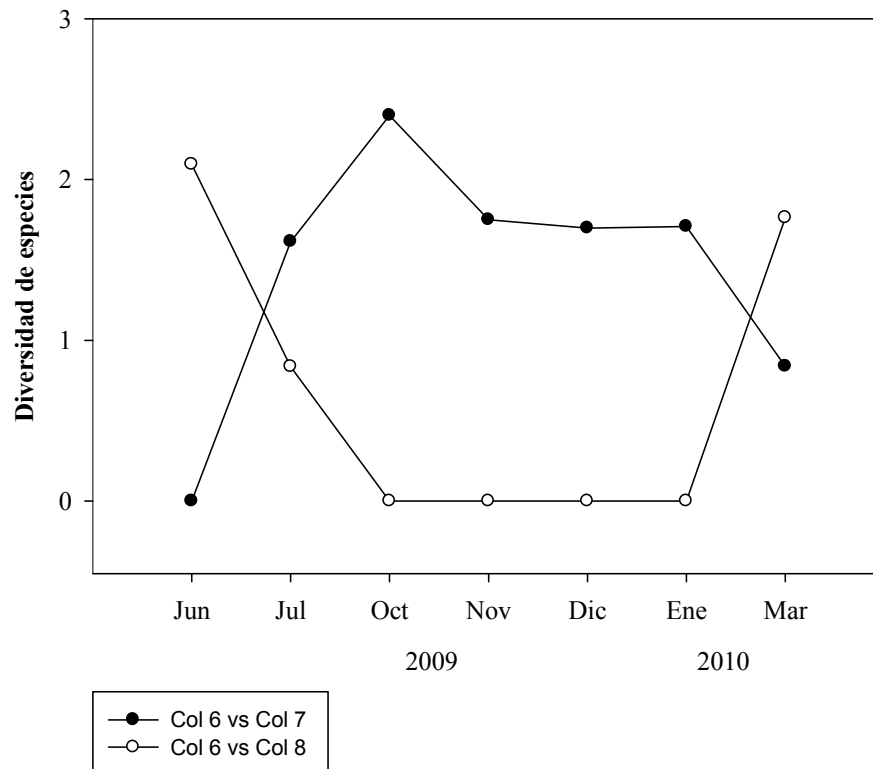


Figura 29. Diversidad de especies de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

III.4.5.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de *S. horneri*, las algas locales con mayor biomasa promedio en todo el estudio fueron las algas rojas *Corallina frondescens* y *Lithothrix aspergillum*, mientras que las especies con menor biomasa promedio fueron el alga parda *Petrospongium rugosum* y el alga roja *Pterocladia caloglossoides*. En ausencia de la especie introducida, las algas de mayor biomasa promedio anual fueron las algas rojas *L. aspergillum* y *Centroceras clavulatum* mientras que las especies de menor biomasa fueron el alga verde *Ulva californica* y el alga roja *Mazzaella affinis* (Tabla VIII).

Tabla VIII. Biomasa anual de las especies algales (valor promedio), registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Biomasa (g m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	8	---
<i>Codium hubbsii</i>	---	8
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva nematoidea</i>	8	12
Phaeophyta		
<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	16
<i>Dictyopteris undulata</i>	72	248
<i>Dictyota flabellata</i>	20	128
<i>Petrospongium rugosum</i>	4	28
<i>Sargassum muticum</i>	80	32
<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	---	72
<i>Zonaria farlowii</i>	68	132
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	140	---
<i>Amphiroa zonata</i>	---	12
<i>Centroceras clavulatum</i>	168	276
<i>Corallina frondescens</i>	448	204
<i>Corallina pinnatifolia</i>	264	---
<i>Corallina vancouverensis</i>	112	156
<i>Endarachne binghamiae</i>	52	---
<i>Hypnea valentiae</i>	68	8
<i>Jania rosea</i>	200	148
<i>Laurencia pacifica</i>	16	12
<i>Lithothrix aspergillum</i>	332	788
<i>Mazzaella affinis</i>	---	4
<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	172	8
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	---
<i>Pterocладиella californica</i>	12	---
<i>Pterocладиella capillacea</i>	184	88

La biomasa encontrada en presencia de *S. horneri*, difiere significativamente (P= 0.001) de la biomasa encontrada cuando esta especie no estuvo presente. El análisis de la biomasa de las macroalgas, en condiciones de presencia y de ausencia de *S. horneri*,

no presentó diferencias estadísticamente significativas ($P= 0.147$) entre los niveles de profundidad. Sin embargo, sí mostro diferencias estadísticamente significativas ($P= 0.001$) en función del tiempo, siendo el mes de noviembre, con $175\pm 1 \text{ g m}^{-2}$ el que presentó la mayor biomasa de macroalgas en presencia de *S. horneri*, mientras que en ausencia de esta especie la mayor biomasa se registró en el mes de junio con $231\pm 1 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 30).

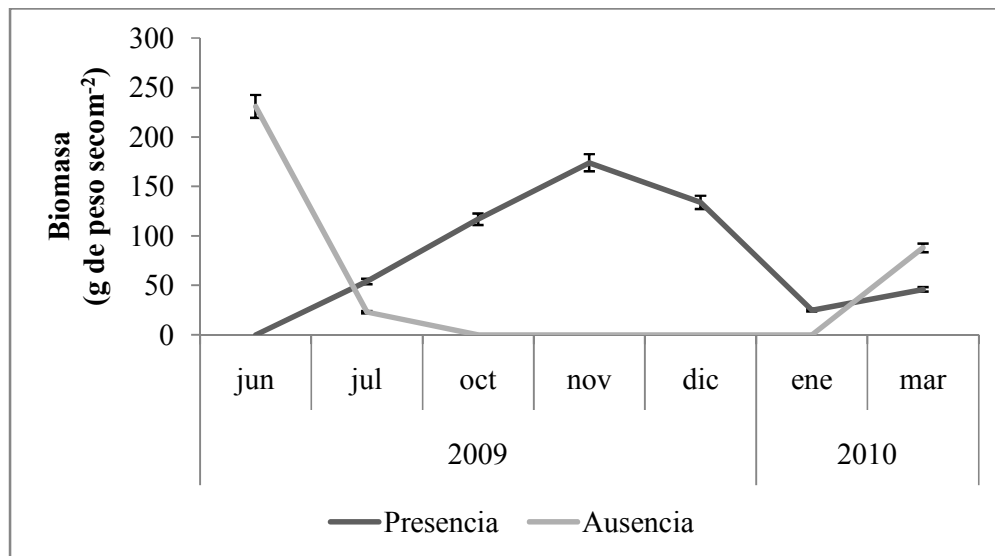


Figura 30. Biomasa promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado utilizando la matriz de biomazas de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de dos grupos. A un nivel de similitud del 60% (Fig. 31), podemos observar un grupo formado por las biomasa encontradas durante el período otoño-primavera (de noviembre a marzo), y un segundo grupo conformado por las biomazas encontradas durante el verano (junio y julio).

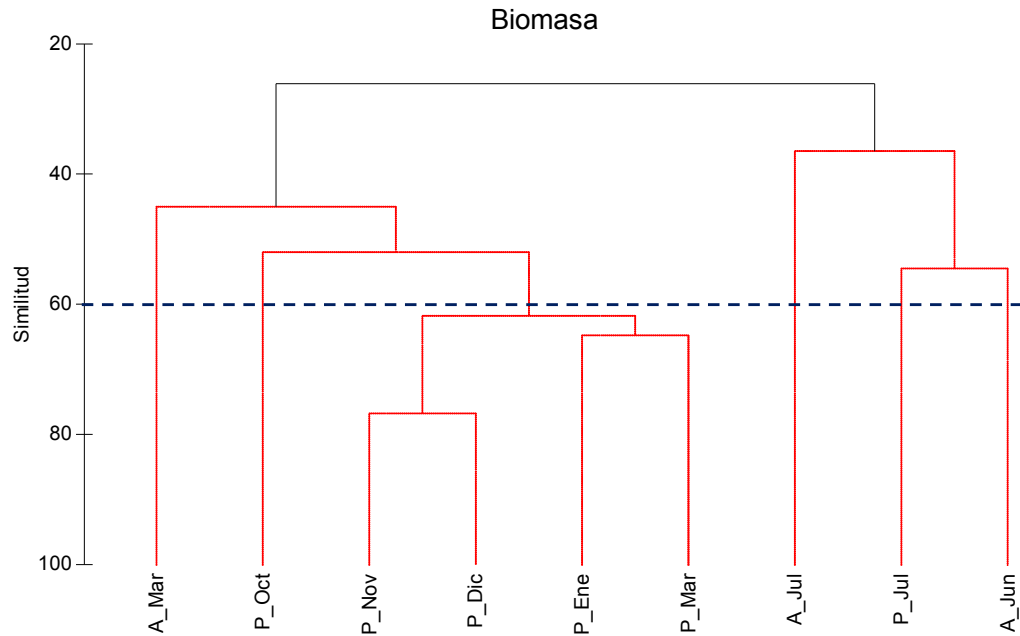


Figura 31. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos (Fig. 32), podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forma un grupo, en donde se encuentran las biomazas registradas de octubre a marzo en presencia de *S. horneri* y las biomazas registradas durante el verano, como puntos aislados. El nivel de estrés es de 0.07, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación.

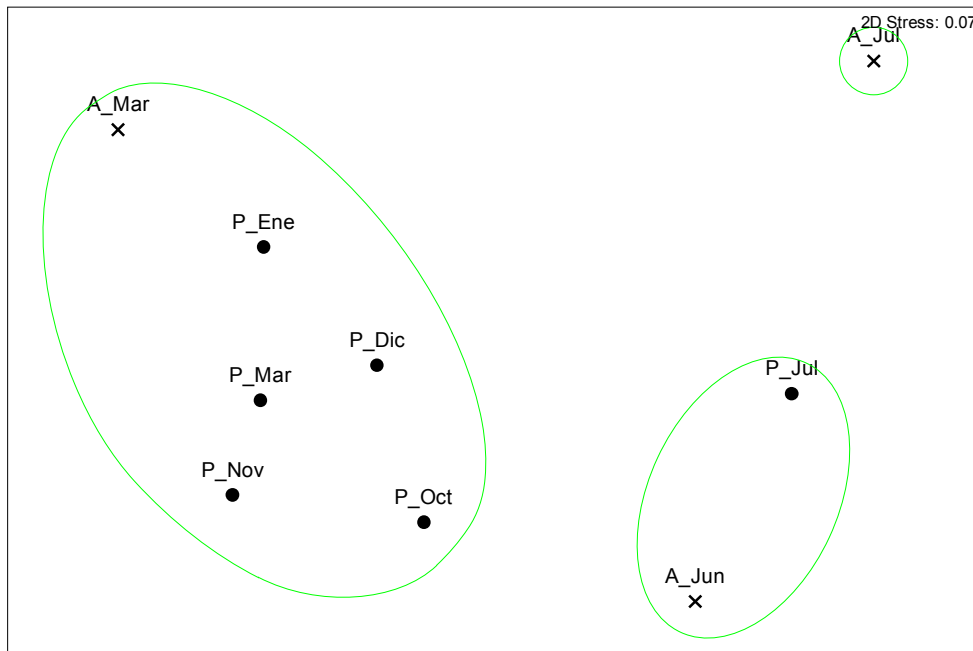


Figura 32. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son biomazas en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son biomazas en ausencia de *S. horneri*.

III.4.5.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En cuanto a la abundancia de las algas locales, en presencia de *S. horneri*, las especies con mayor número de individuos fueron las algas rojas *Centroceras clavulatum*, *Corallina frondescens* y *Mazzaella leptorhynchus*, y el alga parda *Dictyopteris undulata*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas verdes *Codium fragile* y *Ulva nematoidea*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa* y *Petrospongium rugosum*, y las algas rojas *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Pterocladia caloglossoides* y *Pterocladia californica*. En ausencia de *S. horneri*, las especies de mayor abundancia fueron el alga roja *Lithothrix aspergillum* y el alga parda *Petrospongium rugosum*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas verdes

Codium hubbsii y *Ulva californica*, el alga parda *Silvetia compressa deliquescens*, y las algas rojas *Amphiroa zonata*, *Corallina vancouveriensis*, *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Mazzaella affinis* y *M. leptorhynchus* (Tabla IX).

Tabla IX. Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Abundancia (indiv m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta	---	---
<i>Codium fragile</i>	4	---
<i>Codium hubbsii</i>	---	4
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva nematoidea</i>	4	16
Phaeophyta	---	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	4	8
<i>Dictyopteris undulata</i>	20	20
<i>Dictyota flabellata</i>	8	20
<i>Petrospongium rugosum</i>	4	32
<i>Sargassum muticum</i>	12	12
<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	---	4
<i>Zonaria farlowii</i>	16	16
	---	---
Rhodophyta	---	---
<i>Acrosorium uncinatum</i>	16	---
<i>Amphiroa zonata</i>	---	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	24	20
<i>Corallina frondescens</i>	20	24
<i>Corallina pinnatifolia</i>	12	---
<i>Corallina vancouverensis</i>	8	4
<i>Endarachne binghamiae</i>	8	---
<i>Hypnea valentiae</i>	4	4
<i>Jania rosea</i>	12	8
<i>Laurencia pacifica</i>	4	4
<i>Lithothrix aspergillum</i>	16	36
<i>Mazzaella affinis</i>	---	4
<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	20	4
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	---
<i>Pterocradiella californica</i>	4	---
<i>Pterocradiella capillacea</i>	16	12

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, difiere significativamente ($P= 0.001$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de las algas locales no presentó diferencias significativas ($P= 0.172$), sin embargo la diferencia fue altamente significativa ($P= 0.001$) entre los meses de muestreo. La mayor abundancia promedio en presencia de *S. horneri* se registró en noviembre con 18 ± 1 indiv m^{-2} . Cuando esta especie no estuvo presente, la mayor abundancia se registró en el mes de junio con 19 ± 1 indiv m^{-2} (Fig. 33).

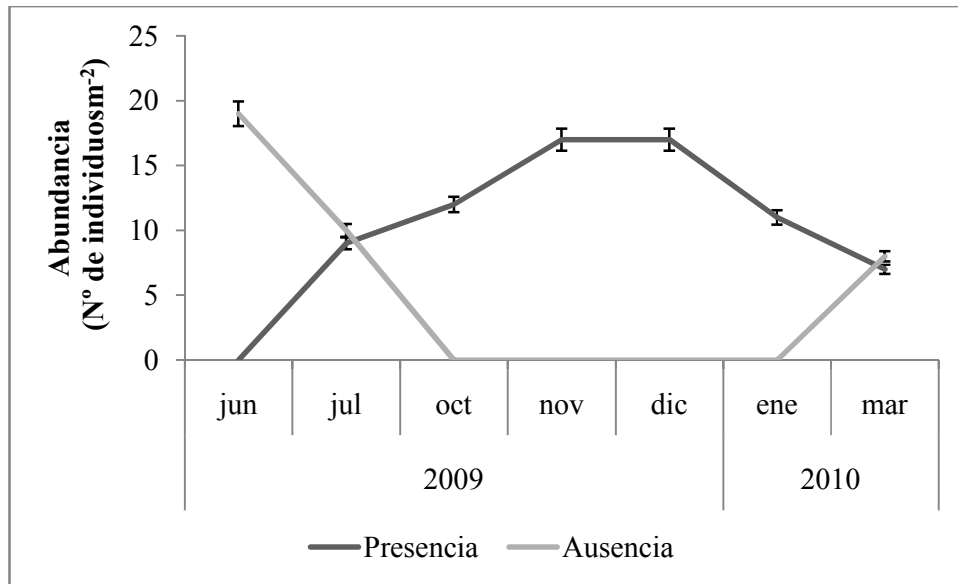


Figura 33. Abundancia promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de dos grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 34). El primero está conformado por las abundancias encontradas durante el principio del otoño y principios de la primavera (octubre y marzo) en presencia de *S. horneri*, y el segundo está formado por la asociación de las

abundancias encontradas a finales del otoño (noviembre) y durante el invierno (diciembre-enero) en presencia de *S. horneri*.

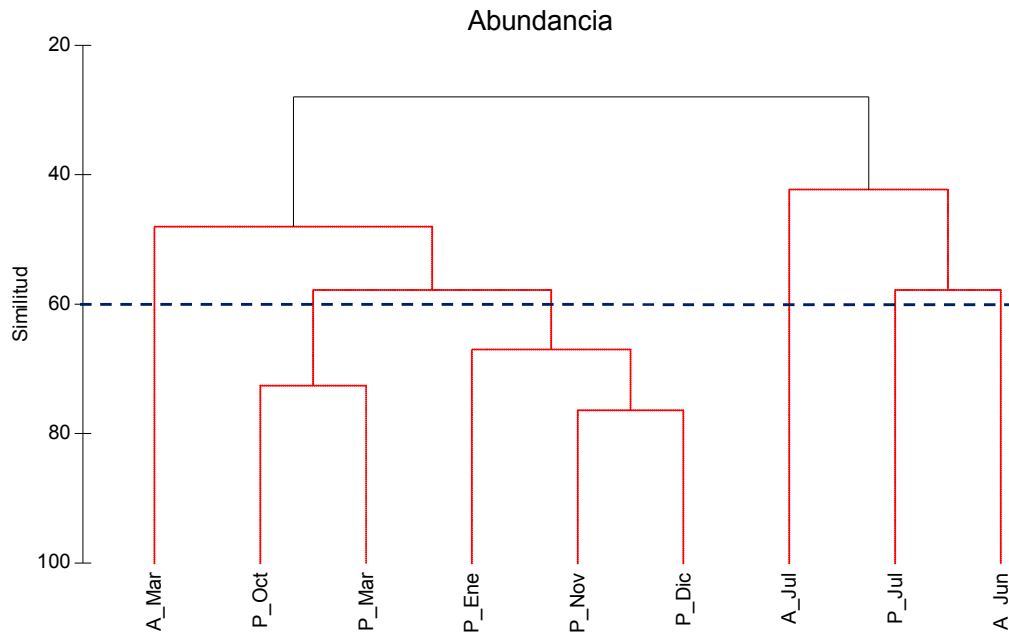


Figura 34. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rancho Packard en presencia (P) y ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los mismos grupos observados en el dendrograma, el primero formado por las abundancias encontradas en el período de otoño-primavera (de octubre a marzo), y el segundo formado por la abundancias encontradas en verano (junio y julio). El nivel de estrés es de 0.08, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación (Fig. 35).

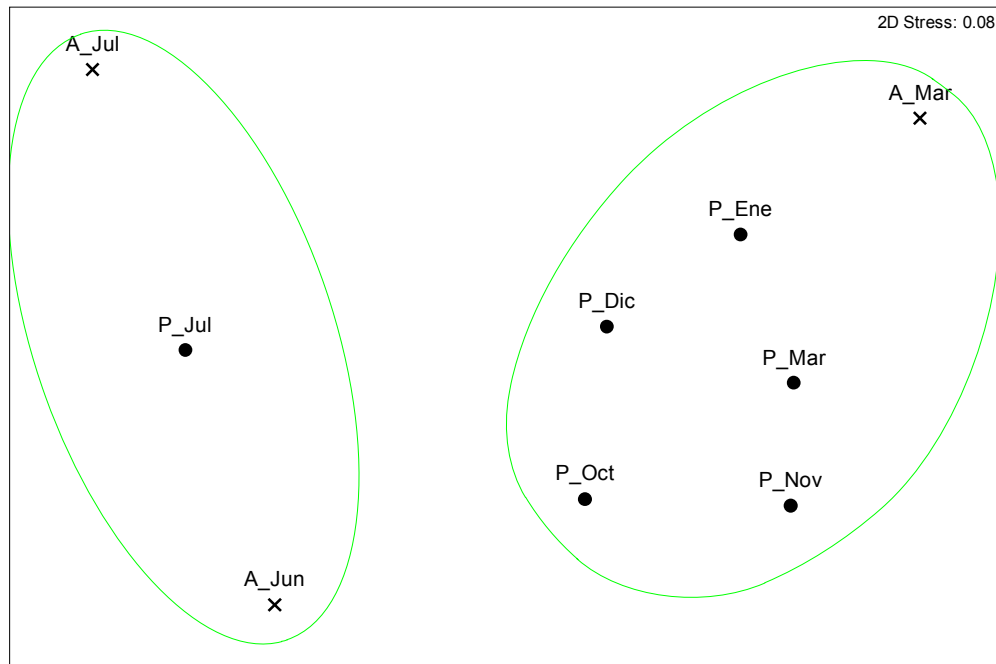


Figura 35. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.6 Macroinvertebrados bentónicos

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 2,153 individuos de 27 Familias, pertenecientes a 8 Clases de macroinvertebrados bentónicos, de las cuales 18 Familias se encontraron en Rincón de Ballenas y 26 en Rancho Packard. La mayor abundancia promedio (44 ± 1 indiv m^{-2}) se registró en Rancho Packard. Los resultados para el ANOSIM que compara la abundancia de macroinvertebrados de Rincón de Ballenas con la abundancia encontrada en Rancho Packard, indican que hubo diferencias significativas entre ellas ($P= 0.001$), razón por la cual los resultados se manejaron de manera independiente para cada sitio.

III.4.7 Macroinvertebrados de Rincón de Ballenas

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 1, 014 individuos pertenecientes a 18 Familias, de las cuales Pyramidellidae, Trochidae y Turbinidae, presentaron la abundancia promedio máxima con 28 ± 20 indiv m^{-2} , mientras que la menor abundancia con 4 ± 1 indiv m^{-2} correspondió a las familias Aplysiidae, Buccinidae, Conidae, Crepidulidae, Paguridae, Lottiidae, Majidae, Mytilidae, Ischnochitonidae y Serpulidae (Tabla X).

Tabla X. Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m^{-2})
Bivalvia	Mytilidae	4
Gastropoda	Aplysiidae	4
	Buccinidae	4
	Caecidae	8
	Conidae	4
	Crepidulidae	4
	Cylichnidae	8
	Fissurellidae	8
	Lottiidae	4
	Muricidae	8
	Naticidae	8
	Pyramidellidae	24
	Trochidae	20
	Turbinidae	28
Malacostraca	Majidae	4
Malacostraca	Paguridae	4
Polychaeta	Serpulidae	4
Polyplacophora	Ischnochitonidae	4

III.4.8 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas

A lo largo del ciclo anual, las Familia Trochidae, Turbinidae, Fisurellidae, Crepidulidae y Muricidae, de la Clase Gastropoda fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La diversidad local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 6 Familias de macroinvertebrados, mientras que la diversidad en donde *S. horneri* no estuvo presente, estuvo representada por 17 Familias. El número de Familias durante los meses de muestreo fue mayor en noviembre y menor en junio, julio, diciembre, enero y abril, en presencia de *S. horneri*. En ausencia de la especie introducida, el número de Familias encontrado fue mayor en diciembre y menor en marzo (Fig. 36).

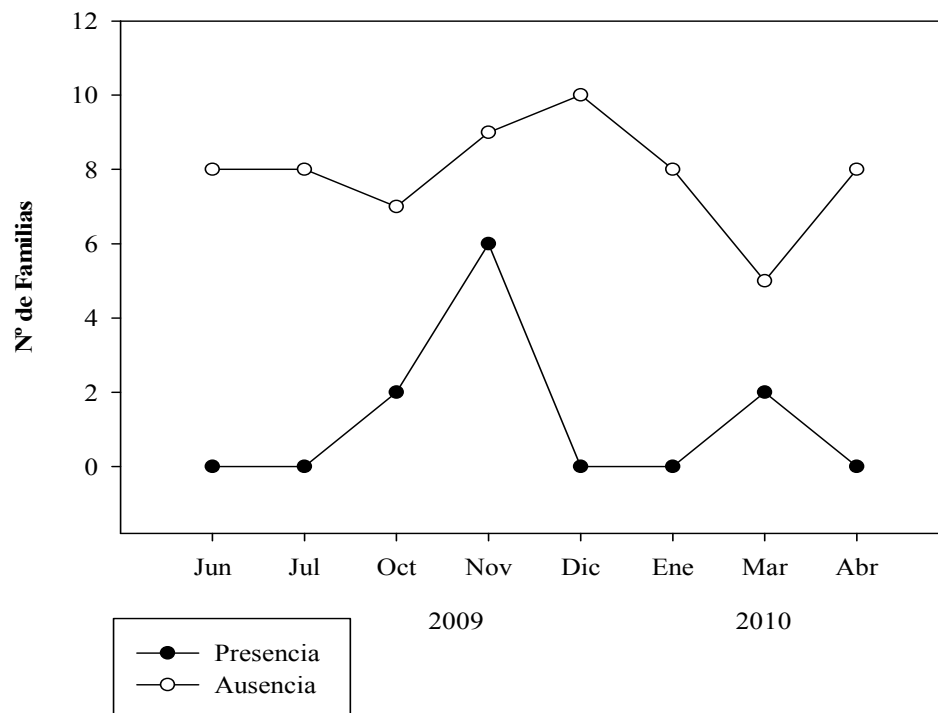


Figura 36. Número de familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroinvertebrados existente, en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto a la diversidad de Familias, se obtuvieron diferencias significativas ($P= 0.01$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo el mayor valor en el mes de noviembre, mientras que en ausencia, el mes de diciembre fue el más diverso (Fig. 37).

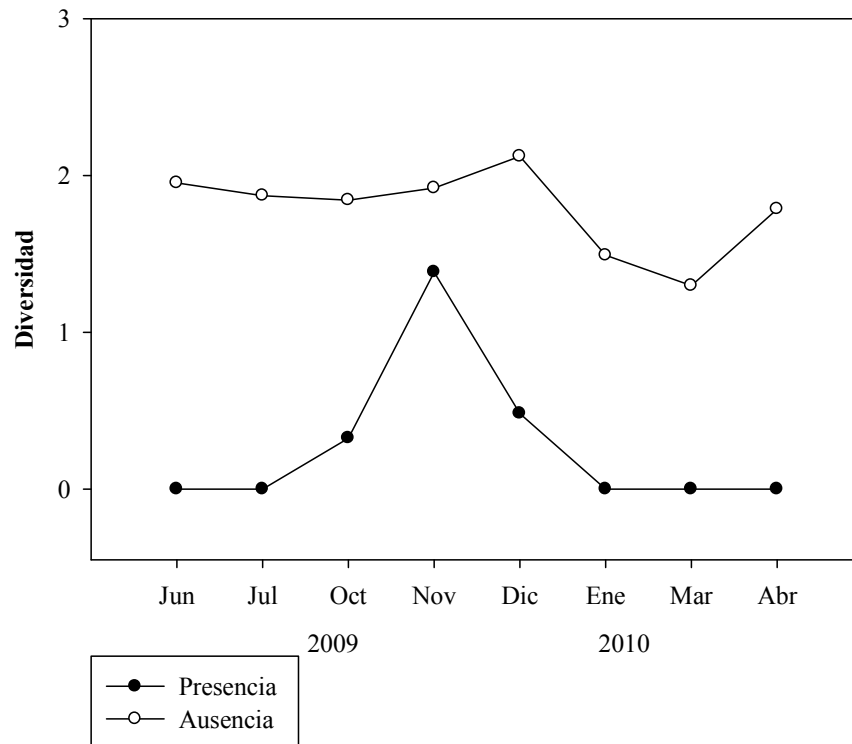


Figura 37. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

III.4.8.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de la especie *S. horneri*, la Familia con mayor abundancia promedio en todo el período de estudio fue Turbinidae con 40 ± 1 indiv m^{-2} , mientras que

las Familias con menor abundancia, 4 ± 1 indivm⁻², fueron Aplysiidae, Lottiidae, Muricidae y Serpilidae. En ausencia de la especie introducida, las Familias de mayor abundancia promedio durante este estudio fueron Pyramidellidae, con 24 ± 1 indiv m⁻², Trochidae y Turbinidae, ambas con 20 ± 1 indiv m⁻², y las de menor abundancia con 4 ± 1 indiv m⁻², fueron Buccinidae, Conidae, Crepidulidae, Ischnochitonidae, Lottiidae, Majidae, Mytilidae y Paguridae (Tabla XI).

Tabla XI. Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rincón de Ballenas, en presencia-ausencia de *Sargassum horneri*.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)	
		Presencia	Ausencia
Bivalvia	Mytilidae	---	4
Gastropoda	Aplysiidae	4	8
	Buccinidae	---	4
	Caecidae	---	8
	Conidae	---	4
	Crepiduliade	---	4
	Cylichnidae	---	8
	Fissurellidae	---	8
	Lottiidae	4	4
	Muricidae	4	8
	Naticidae	---	8
	Pyramidellidae	---	24
	Trochidae	20	20
	Turbinidae	40	20
Malacostraca	Majidae	---	4
	Paguridae	---	4
Polychaeta	Serpulidae	4	---
Polyplacophora	Ischnochitoniade	---	4

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente ($P= 0.607$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de los macroinvertebrados no presentó diferencias

significativas ($P= 0.442$) entre los niveles de profundidad del sitio. Sin embargo, la variación de la abundancia en función del tiempo fue estadísticamente significativa ($P= 0.024$), siendo el mes de marzo, con 8 ± 1 indiv m^{-2} , el mes con mayor abundancia en presencia de *S. horneri* y el mes de enero, con 24 ± 1 indiv m^{-2} , el mes en el que se encontró la mayor abundancia cuando esta especie no estuvo presente (Fig. 38).

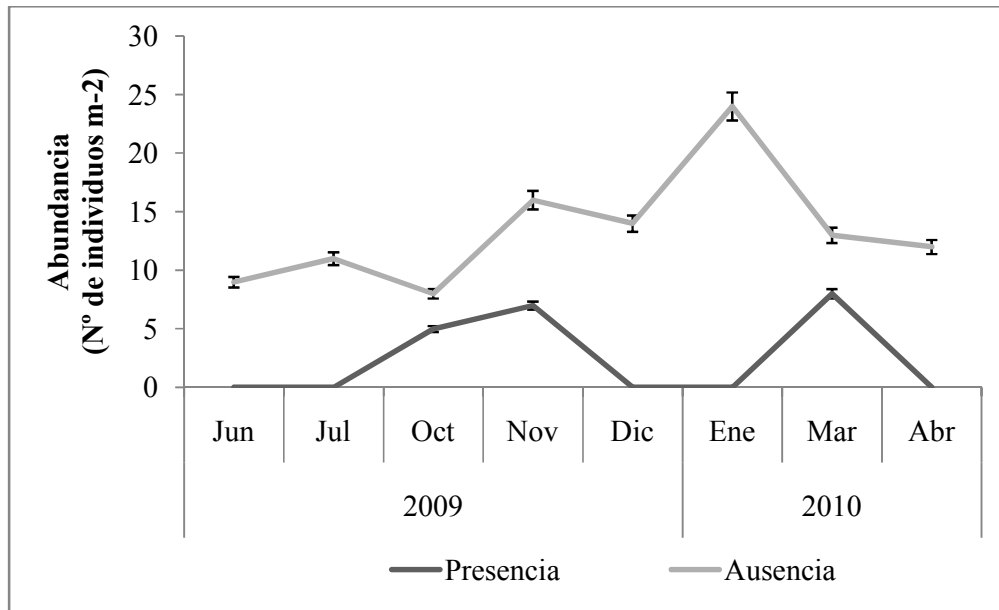


Figura 38. Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo.

El análisis de agrupamiento (Cluster) realizado sobre la base de la matriz de abundancias de los taxa de macroinvertebrados por mes, en presencia y en ausencia de *S. horneri*, mostró la formación de dos grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 39). El primero está conformado por las abundancias encontradas en marzo, tanto en presencia como en ausencia, y el segundo está conformado por la asociación de las abundancias encontradas en junio, octubre, noviembre, diciembre, enero y abril en ausencia, y noviembre en presencia de *S. horneri*.

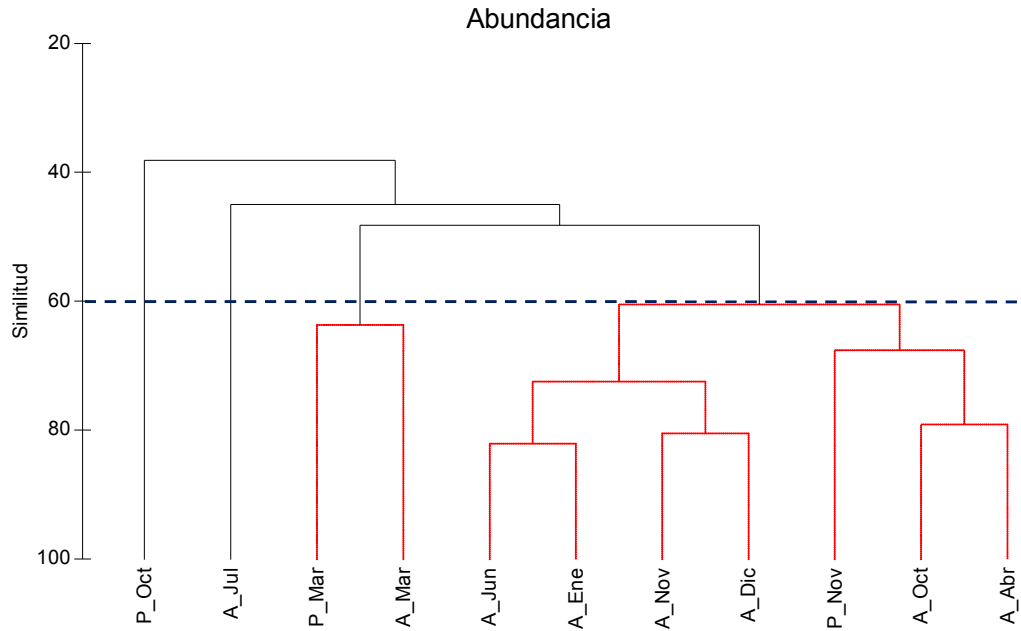


Figura 39. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

El N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, con relación al tiempo y en condiciones de presencia y ausencia de *S. horneri*, mostró el mismo patrón al obtenido con el dendrograma de similitud (Fig. 40). Se observa la formación de dos grupos: un primer grupo con las abundancias encontradas en el mes de marzo, en presencia y ausencia de *S. horneri*, y un segundo grupo con las abundancias encontradas de junio a enero en ausencia, y en noviembre, en presencia de la especie introducida. El nivel de estrés es de 0.11, lo que indica que una excelente representación sin posibilidades de una mala interpretación.

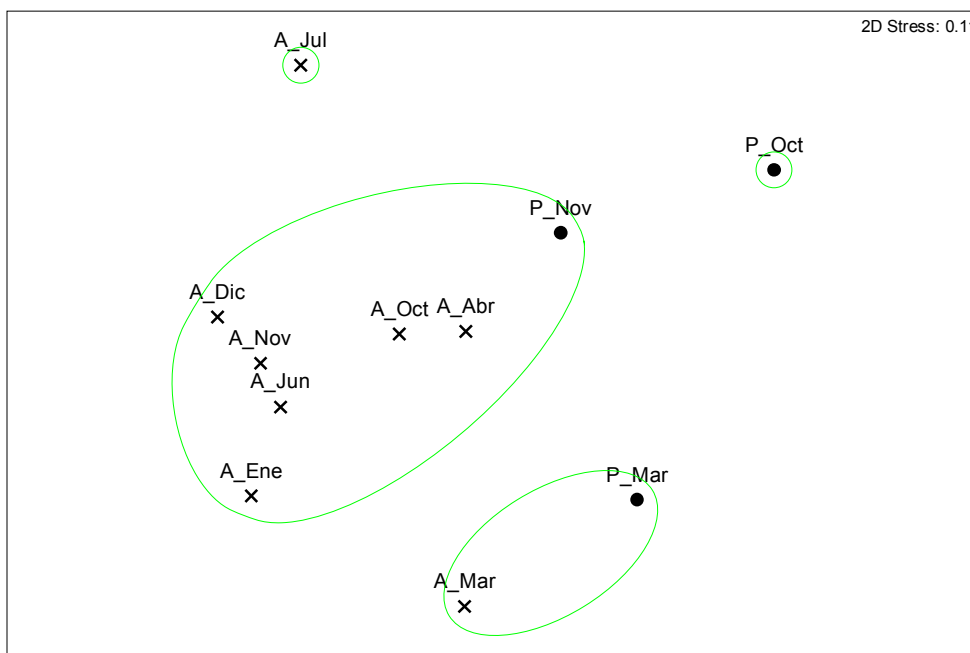


Figura 40. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.9 Macroinvertebrados de Rancho Packard

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 1, 139 individuos pertenecientes a 26 Familias, de las cuales Paguridae, Spionidae, Trochidae y Turbinidae, presentaron las abundancia promedio máxima con 32 ± 28 indiv m^{-2} , mientras que la menor abundancia con 4 ± 1 indiv m^{-2} estuvo representada por las familias Aplysiidae, Caecidae, Clathurellidae, Nereididae, Maldanidae, Ophi Dermatidae, Ostreidae y Serpulidae (Tabla XII).

Tabla XII. Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)
Bivalvia	Ostreidae	4
Echinoidea	Strongylocentrotidae	16
Gastropoda	Aplysiidae	12
	Buccinidae	12
	Caecidae	4
	Calyptraeidae	16
	Clathurellidae	4
	Conidae	12
	Crepidulidae	16
	Cylichnidae	8
	Fisurellidae	16
	Lottidae	20
	Muricidae	16
	Naticidae	16
	Pyramidellidae	20
	Trochidae	28
Turbinidae	32	
Malacostraca	Majidae	16
	Paguridae	28
Maxillopoda	Balanidae	8
Ophiuroidea	Ophiodermatidae	4
Polychaeta	Maldanidae	4
	Nereididae	4
	Serpulidae	4
	Spionidae	28
Polyplacophora	Ischnochitonidae	16

III.4.10 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rancho Packard

A lo largo del ciclo anual, las Familias Buccinidae, Lottidae, Muricidae, Trochidae y Turbinidae de la Clase Gastropoda, y la Familia Ischnochitonidae de la Clase Polyplacophora fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La diversidad local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 16 Familias de macroinvertebrados, mientras que la diversidad cuando *S. horneri* no estuvo presente, fue de 25 Familias. El número de Familias durante los meses de muestreo, fue mayor en los meses de julio y octubre en presencia de *S. horneri*, y cuando esta especie no estuvo presente, el mes de julio fue el que presentó el mayor número de Familias (Fig. 41).

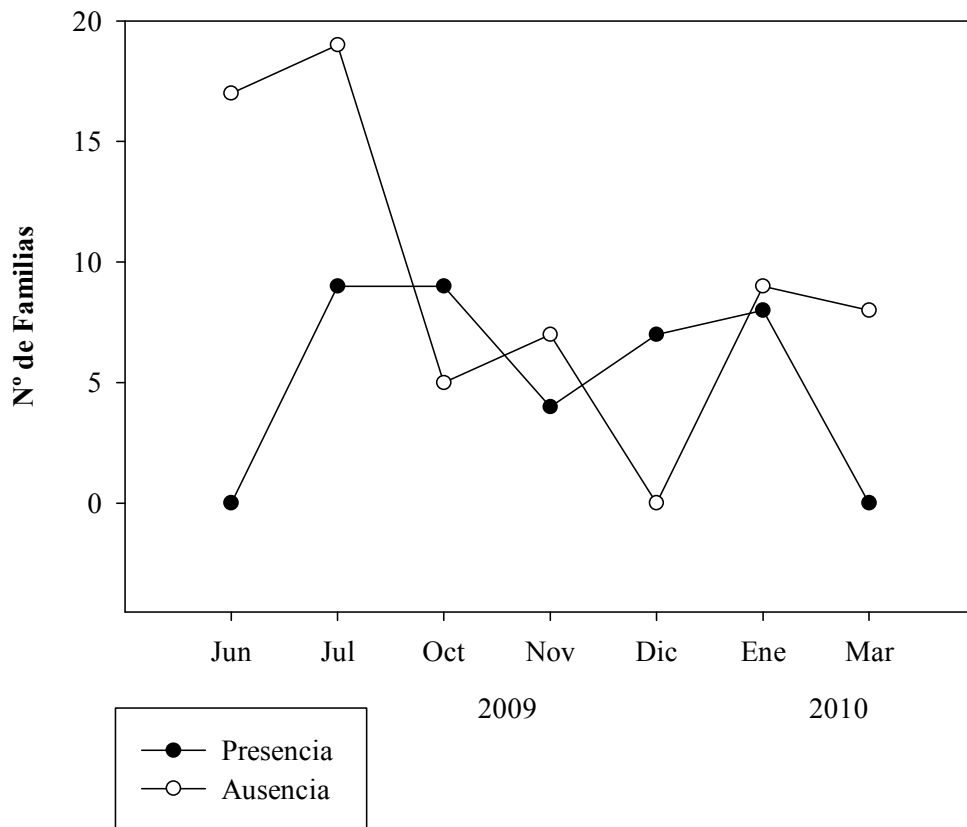


Figura 41. Número de Familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroinvertebrados existente, en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto a la diversidad de Familias, se obtienen diferencias significativas ($P= 0.01$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo

el mayor valor en los meses de julio y diciembre, mientras que en ausencia los meses de junio y julio fueron los más diversos (Fig. 42).

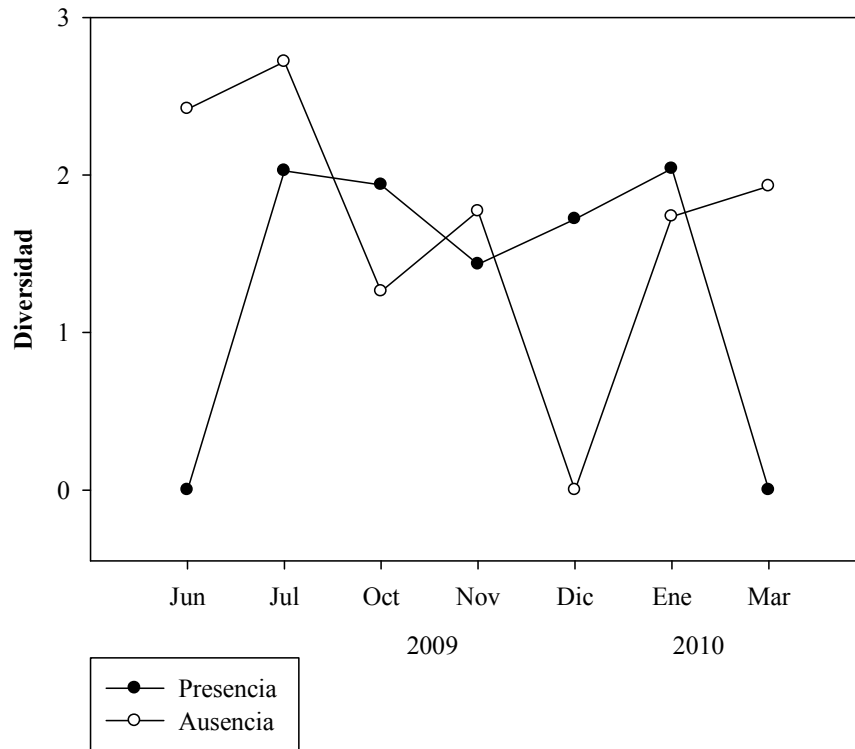


Figura 42. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

III.4.10.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de la especie *S. horneri*, la Familia con mayor abundancia promedio fue Turbinidae con 32 ± 1 indiv m^{-2} , mientras que la Familia con menor abundancia, 12 ± 1 indiv m^{-2} , fue Aplysiidae. En ausencia de la especie introducida, las Familias de mayor abundancia promedio fueron Paguridae, Trochidae y Turbinidae con 28 ± 1 indiv m^{-2} cada una, y las de menor abundancia, 4 ± 1 indiv m^{-2} , fueron Buccinidae,

Clathurellidae, Conidae, Maldanidae, Muricidae, Naticidae, Nereididae, Ophiidermatidae, Ostreidae, Serpulidae y Strongylocentrotidae (Tabla XIII).

Tabla XIII. Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rancho Packard, en presencia-ausencia de *Sargassum horneri*.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)	
		Presencia	Ausencia
Bivalvia	Ostreidae	---	4
Echinoidea	Strongylocentrotidae	28	4
Gastropoda	Aplysiidae	12	8
	Buccinidae	20	4
	Caecidae	---	4
	Calyptraeidae	20	8
	Clathurellidae	---	4
	Conidae	20	4
	Crepidulidae	20	8
	Cylichnidae	---	8
	Fisurellidae	20	12
	Lottidae	20	16
	Muricidae	24	4
	Naticidae	28	4
	Pyramidellidae	28	8
	Trochidae	28	28
Turbinidae	32	28	
Malacostraca	Majidae	20	8
	Paguridae	---	28
Maxillopoda	Balanidae	---	8
Ophiuroidea	Ophiidermatidae	---	4
Polychaeta	Maldanidae	---	4
	Nereididae	---	4
	Serpulidae	---	4
	Spionidae	28	---
Polyplacophora	Ischnochitonidae	20	8

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente (P= 0.42) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo

presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos no presentó diferencias significativas ($P= 0.442$) entre los niveles de profundidad del perfil de este sitio. Por otra parte, la variación de la abundancia entre los meses de estudio fue estadísticamente significativa ($P= 0.001$), siendo el mes de marzo, con 28 ± 1 indiv m^{-2} , el de mayor abundancia en presencia de *S. horneri*, y en ausencia, el mes de junio con, 20 ± 1 indiv m^{-2} , el mes de mayor abundancia (Fig. 43).

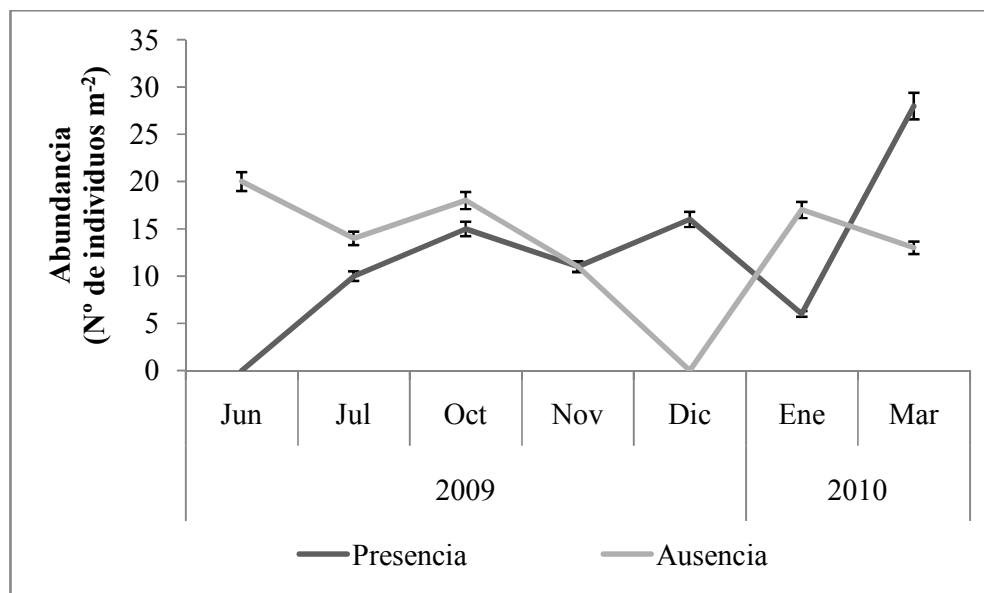


Figura 43. Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos locales de Rancho Packard en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo.

El análisis de Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de los taxa de macroinvertebrados por mes, en presencia y en ausencia de *S. horneri*, mostró la formación de cuatro grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 44). El primero está conformado por las abundancias encontradas en noviembre, tanto en presencia como en ausencia y enero en presencia; el segundo está conformado por la asociación de las abundancias encontradas en junio y julio en ausencia; el tercer grupo lo conforman las abundancias encontradas en marzo y en enero, en ausencia; y el cuarto

grupo está formado por las abundancias de diciembre y julio en presencia, y las abundancias de octubre en ausencia de *S. horneri*.

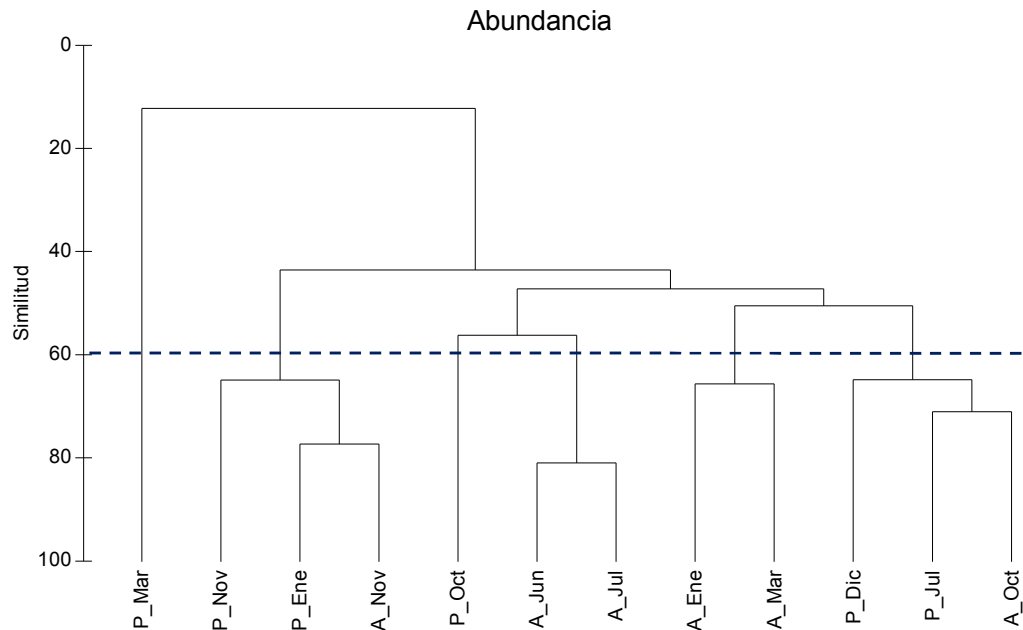


Figura 44. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

El N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, con relación al tiempo y en condiciones de presencia y ausencia de *S. horneri*, mostró el mismo patrón al obtenido con el dendrograma de similitud (Fig. 45). Se observa la formación de cuatro grupos: un primer grupo con las abundancias encontradas en el mes de noviembre y enero en presencia, y en noviembre en ausencia; un segundo grupo con las abundancias encontradas en junio y julio en ausencia; el tercer grupo con las abundancias de enero y marzo en ausencia; y el cuarto grupo formado con las abundancias de diciembre y julio en presencia y octubre en ausencia de *S. horneri*. El nivel de estrés es de 0.12, lo que indica que una excelente representación sin posibilidades de una mala interpretación.

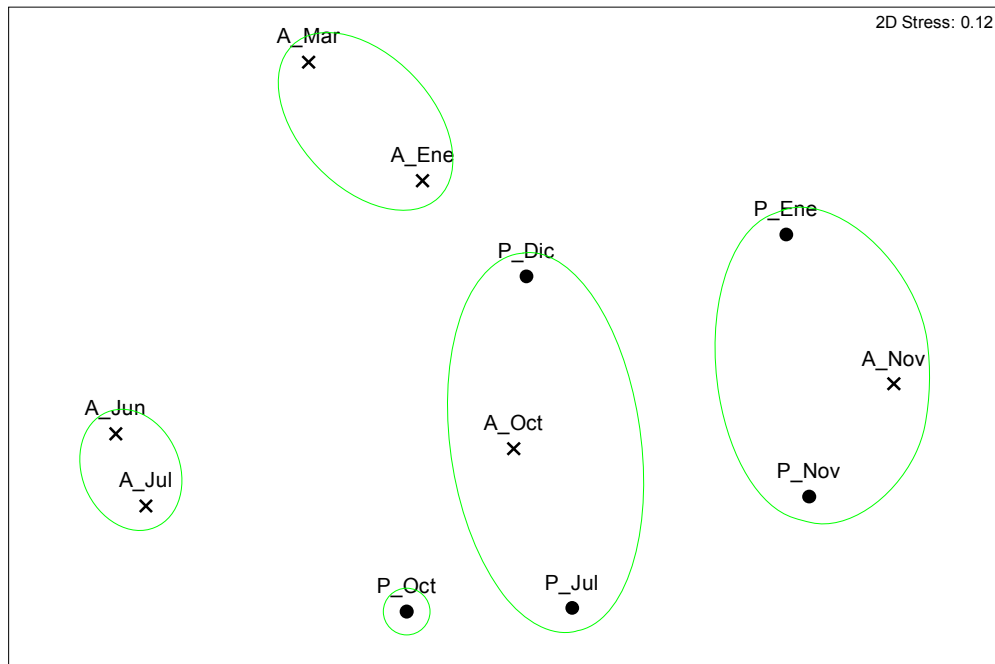


Figura 45. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

IV. Discusión

IV.1 Variaciones en la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri*

En ninguno de los dos sitios de estudio se encontraron variaciones en la biomasa, o en la abundancia de *S. horneri*, en función de la profundidad. Con respecto a las variaciones en función del tiempo, en Rincón de Ballenas no hubo diferencias significativas, lo que pudiera estar relacionado con el hecho de que en este sitio se registró la menor biomasa y abundancia de la especie, y a que sólo se encontró en tres de los ocho meses de muestreo (octubre, noviembre y marzo). En cambio, en Rancho Packard, tanto la biomasa como la abundancia de *S. horneri*, presentaron diferencias estadísticamente significativas en función del tiempo, con los valores más altos registrados en primavera y los valores más bajos en el verano

Al comparar con estudios del género *Sargassum* en otros sitios, se observa que el desarrollo vegetativo y reproductivo de esta especie presenta un marcado ciclo estacional (Nicholson *et al.*, 1981; Critchley, 1984; Núñez-López y Casas-Valdez, 1996), el cual coincide con el observado en este estudio: la biomasa y abundancia mínimas se registraron cuando el alga se encontraba en estado senescente (julio-noviembre), estas variables incrementaron cuando el alga inició su crecimiento vegetativo (diciembre-enero), y los valores máximos se registraron cuando el alga alcanzó su madurez (marzo). En los cuadrantes fijos se encontró el mismo comportamiento fenológico que el registrado a lo largo de los transectos, en los cuales no se obtuvieron datos de biomasa, pero sí de longitud y abundancia. Estas variables mostraron un incremento durante el invierno, periodo en el que sólo se encontraron plántulas. En marzo no se tuvieron registros de esta especie dentro de los cuadrantes fijos, debido a que las condiciones ambientales no permitieron llevar a cabo el trabajo de campo. Durante el verano, que es el período de deterioro de *Sargassum* (Núñez-López y Casas-Valdez, 1997), en los cuadrantes fijos se registró la ausencia de ejemplares adultos.

Los cambios en la talla del género *Sargassum* están estrechamente relacionados con los diferentes estadios del alga (Núñez-López y Casas-Valdez, 1996, 1997), lo que se observó también en este estudio: las tallas menores se presentaron cuando las algas estaban en estado juvenil y senescente, y aunque no se tienen registros de la talla cuando las algas alcanzaron su madurez, en el invierno se observa un incremento de ésta, comparado con las tallas registradas en el otoño. Nuestros resultados coinciden con el patrón estacional reportado por Díaz-Villa *et al.* (2005) y Ateweberham *et al.* (2009) para otras especies de *Sargassum* en otros sitios geográficos (Tabla XIV).

Tabla XIV. Cambios en la talla promedio de *Sargassum* spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.

Espece	Sitio	Época	Talla (cm)	Etapa fenológica	Autor
<i>Sargassum ilicifolium</i>	Mar Rojo	Otoño	15	crecimiento	Ateweberham et al (2009)
		Invierno	16		
		Primavera	20	reproducción	
		Verano	12	senectud	
<i>S. subrepandum</i>	Mar Rojo	Otoño	35	crecimiento	Ateweberham et al (2009)
		Invierno	70		
		Primavera	120	reproducción	
		Verano	20	senectud	
<i>S. orotavicum</i>	Islas Canarias, España	Otoño	5	crecimiento	Díaz-Villa et al (2005)
		Invierno	12		
		Primavera	25	reproducción	
		Verano	10	senectud	
<i>S. sinicola</i>	Bahía Magdalena, Baja California Sur, México	Otoño	23	senectud	Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte (1999)
		Invierno	20	crecimiento	
		Primavera	15		
		Verano	25	reproducción	

Continuación Tabla XIV. Cambios en la talla promedio de *Sargassum* spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.

Especie	Sitio	Época	Talla (cm)	Etapa fenológica	Autor
<i>S. horneri</i>	Punta Banda, Baja California México	Otoño	5-53	crecimiento	Este trabajo
		Invierno	35-120		
		Primavera	No evaluado	reproducción	
		Verano	0	senectud	

La literatura sobre la biología y la ecología de la especie *S. horneri* no es muy abundante debido a que es una especie introducida de la cual solo se tienen reportes de su presencia en California (Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009) y en Baja California (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007), por lo que para un análisis comparativo utilizamos referencias asiáticas, aunque no presentan datos de abundancia (Tabla XV). Comparando los datos de esta tabla con los nuestros, se observa que nuestros resultados son similares a los obtenidos en Japón, en donde los valores máximos de la biomasa y abundancia de *S. horneri* se registraron durante la primavera, cuando la especie introducida había alcanzado su madurez, mientras que los valores mínimos se registraron durante el otoño cuando se produjeron las nuevas plántulas, y en el verano cuando *S. horneri* llegó a la senectud. La longitud registrada en este trabajo fue menor a la reportada por otros autores, a diferencia de la biomasa, que en este trabajo fue dos veces mayor a la reportada (Umesaki, 1984; Yoshida *et al.*, 2001; Pang *et al.*, 2009) (Tabla XV).

Tabla XV. Variables reportadas para *Sargassum horneri* en el continente Asiático y en Baja California, México.

Sitio	Época	Biomasa (g)	Abundancia (N° indiv)	Longitud (cm)	Etapas fenológica	Autor
China	Otoño	No evaluado	No evaluado	25	No evaluado	Pang et al (2009)
	Verano			75		
	Invierno			170		
Japón	Otoño	No evaluado	No evaluado	18	Juveniles	Umezaki (1984)
	Invierno	6		95	Reproductivo	
	Primavera	28		161		
	Verano	No evaluado		No evaluado	Senectud	
Japón	Verano	0	No evaluado	2	No evaluado	Yoshida et al (2001)
	Invierno	25		205		
	Primavera	48		254		
Baja California	Verano	3	1	0	Senectud	Este trabajo
	Otoño	44	9	29	Juveniles	
	Invierno	64	8	78		
	Primavera	78	10	No evaluado	Reproductivo	

IV. 2 Variación de la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri* en función de las variables ambientales

En Rincón de Ballenas no hubo ninguna correlación estadísticamente significativa entre las variables ambientales y la biomasa y abundancia de *S. horneri*, lo que podría deberse a que, como ya se mencionó, el alga introducida no estuvo bien representada en este sitio, dada su baja abundancia y baja cantidad de biomasa. Bajo estas condiciones, parece que hubiera sido necesario coleccionar un mayor número de muestras cada mes, por lo que para discutir este estudio solo tomaremos en cuenta los resultados obtenidos en Rancho Packard.

En Rancho Packard, la correlación entre la biomasa, abundancia y horas de exposición al aire no fue significativa. Las horas de exposición variaron a lo largo del perfil del sitio y a lo largo del año, mientras que la biomasa y la abundancia no variaron significativamente, en espacio (profundidad).

No podemos descartar el que las características del sitio, como la topografía y el tipo de sustrato, determinen que las horas de exposición al aire, por efecto de la marea, no sean una variable determinante en el ciclo de vida de *S. horneri* (McCourt, 1984; Ricketts *et al.*, 1985). En cuanto a la topografía, los transectos que se colocaron en Rancho Packard, quedaron ubicados por encima del NBMI de +0.5 a -0.2 m, lo que determinó un elevado número de horas de exposición al aire y por lo tanto, mayor exposición al aire. La desecación que esto provoca es considerada como un factor de estrés fisiológico (Turner, 1985; Riis y Hawes, 2003, Menge *et al.*, 2005). El sustrato en Rancho Packard se caracteriza por el predominio de roca maciza, que no es susceptible de ser transportado por las corrientes de agua (Aveldaño *et al.*, 2003), lo que le permite a *S. horneri* una mejor fijación y por lo tanto mayor resistencia a las olas y a las mareas, lo cual podría explicar su presencia y el registro de una mayor biomasa y abundancia en este sitio. El hecho de que no encontremos una correlación significativa entre la biomasa, abundancia y horas de exposición al aire, puede ser atribuido a las características morfológicas del género *Sargassum*. Sin embargo, no encontramos información que explique la falta de correlación entre la variación espacio-temporal de la biomasa y abundancia de *S. horneri* y las horas de exposición al aire, para poder comparar nuestros resultados.

El análisis general de la temperatura superficial del mar (TSM) mostró una variación temporal, con valores altos en verano y bajos en primavera (Fig. 8). De acuerdo a Lara-Lara *et al.* (2003), los índices de surgencia costera en Baja California presentan mayor intensidad de marzo a junio. Las aguas transportadas por la surgencia se caracterizan por sus bajas temperaturas y sus concentraciones elevadas de nutrientes inorgánicos disueltos y son transportadas hacia la costa por advección durante el período de flujo de marea (Álvarez-Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Farfán y Álvarez-Borrego, 1983; Lara-Lara *et al.*, 2003). La influencia de las surgencias podría

explicar las diferencias de temperatura observadas en los meses antes mencionados. En cuanto a la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR), ésta muestra un patrón temporal con valores altos durante el verano y los mínimos durante el invierno. Las variaciones en la irradiancia tienden a estar fuertemente relacionadas con las condiciones ambientales locales, más que por un cambio en la época del año (Lüning, 1981; Sánchez-Rodríguez y Cervantes Duarte, 1999) como la turbidez que es una variable que interfiere con la profundidad de penetración de la luz (García de Ballesteros y Larroque, 1976).

En Rancho Packard, la TSM presentó correlación negativa con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, y PAR presentó correlación negativa sólo con la biomasa. Hernández-Herrera *et al.* (2005), mencionan que la abundancia de las macroalgas, no está relacionada solamente con los factores ambientales, también está relacionada con la estacionalidad en base a sus características fenológicas y los requerimientos ambientales para el desarrollo de cada especie. Los estudios de Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte (1999), Rivera y Scrosati (2006), Aguilar-Rosas *et al.* (2007) y Suárez-Castillo (2008), que han trabajado en Baja California, no dan información sobre la influencia de las variables ambientales sobre la biomasa y abundancia, por lo que para un análisis comparativo se utilizaron los datos que se han reportado en Asia, de donde es originaria la especie (Tabla XVI).

Analizando los resultados de nuestros dos sitios de estudio y comparando estos datos con los reportados en la literatura, podemos decir que las variaciones en la temperatura superficial del mar (TSM) a lo largo de un ciclo anual influyen en los cambios en la biomasa y la abundancia de *S. horneri*. Al ser una especie de clima templado (Choi *et al.*, 2008), se encontró la mayor biomasa y abundancia en la época de primavera, coincidiendo con el valor mínimo de TSM; mientras que durante el verano, a mayor TSM, la biomasa y abundancia de *S. horneri* fueron mínimas. Por otro lado, PAR presentó una relación inversa con la biomasa, ya que al aumentar la cantidad de radiación, la biomasa de *S. horneri* disminuyó. La irradiancia es un factor ambiental que influye en el crecimiento de *Sargassum* spp. (Hales y Fletcher, 1989, 1990), *S. horneri* requiere bajos niveles de irradiancia para alcanzar su óptimo crecimiento (Chi *et al.*,

2008), y mientras mayor sea la talla de *Sargassum*, mayor será la biomasa que esta especie presente (Núñez-López y Casas-Valdez, 1997).

Tabla XVI. Cambios en las variables biológicas de *Sargassum horneri* en respuesta a los cambios estacionales de temperatura superficial del mar (TSM) e irradiancia (PAR).

Sitio	Época	Biomasa (g)	Abundancia (N° indiv)	Temp. (°C)	PAR (mol m ⁻² s ⁻¹)	Autor
Japón	Verano	0	No evaluado	25-26	No evaluado	Yoshida et al. (2001)
	Invierno	25		8-10		
	Primavera	48		10-11		
Baja California	Verano	3	1	19.40	55.26	Este trabajo
	Otoño	44	9	18.04	31.96	
	Invierno	64	8	15.85	22.88	
	Primavera	78	10	15.50	40.50	

El efecto de la TSM y PAR como variables ligadas a las biomasa de *S. horneri* es reportada por Yoshida *et al.* (2001), quienes mencionan que los valores más altos en la biomasa de *S. horneri* se registran a temperaturas entre los 10 y 15 °C, e irradiancias entre los 20 y 40 mol m⁻² s⁻¹, lo que corresponde con lo reportado en nuestro estudio. Estos datos apoyan la hipótesis de que los cambios estacionales en la TSM e irradiancia determinan cambios en la biomasa y abundancia de *S. horneri*. Sin embargo, se considera necesario medir de manera continua las variables ambientales, de manera que se pueda tener un seguimiento de la influencia de éstas sobre la presencia, distribución, biomasa y abundancia de *S. horneri*, y que profundice en los resultados de nuestro estudio.

IV.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales nativas

Aunque solo una pequeña porción de las especies introducidas se convierte en especies invasivas, éstas pueden causar la extinción de especies nativas, reducir la

diversidad y cambiar el funcionamiento del hábitat receptor (Rahel, 2000; Crooks, 2002).

El desplazamiento de macroalgas nativas por la introducción de especies de macroalgas exóticas ha sido ampliamente documentado, indicando que las especies introducidas pueden provocar cambios en la composición de las especies y que el impacto sobre las comunidades nativas puede variar en función del conjunto invadido (Chambers *et al.*, 1993; Viejo, 1997; Chapman, 1999; Pazzi *et al.*, 2001; Levin *et al.*, 2002; Britton-Simmons, 2004; Sánchez y Fernández, 2005; Strong *et al.*, 2006). Sin embargo, no existen estudios que indiquen el impacto que puede llegar a tener *S. horneri* como especie introducida, sobre las comunidades nativas del hábitat receptor.

De las 26 especies de macroalgas encontradas en este estudio, todas son especies nativas excepto *Sargassum muticum* que es una especie introducida, originaria de Asia y que presenta las mismas características vegetativas y reproductivas que *S. horneri* (Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009); razón por la cual, para un análisis comparativo, utilizamos referencias cuyos resultados describen el impacto que ha tenido esta especie sobre especies nativas.

En Rincón de Ballenas no hubo diferencias significativas entre la biomasa y la abundancia de las algas nativas encontradas en presencia de *S. horneri*, con respecto a la biomasa y abundancia encontradas en donde esta especie exótica no estuvo presente; esto podría estar relacionado, como se mencionó anteriormente, con el hecho de que en este sitio se registró la menor biomasa y abundancia de *S. horneri*, y que solo se encontró en tres de los ocho meses de muestreo. Además de que en Rincón de Ballenas se registró a *S. muticum* como una de las especies que presentaron mayor biomasa y abundancia en este estudio. A pesar de que no hay literatura que documente la competencia entre estas dos especies, como ya se mencionó en la Introducción, *S. muticum* es un alga parda originaria de Japón, cuyas características de un rápido crecimiento, un potencial reproductivo muy elevado (Nicholson *et al.*, 1981), la capacidad de soportar amplias variaciones de salinidad y temperatura, y la presencia de numerosas estructuras de flotación que le permiten una dispersión a grandes distancias

(De Wreede, 1980; Norton, 1981), le confieren un carácter invasivo, y por lo tanto compite con otras especies provocando un descenso en su abundancia (De Wreede, 1980; Viejo, 1997; Britton-Simmons, 2004). Esta dominancia de *S. muticum* podría explicar la escasa presencia de *S. horneri* y su reducida biomasa y abundancia en Rincón de Ballenas. En cambio, en Rancho Packard, donde la biomasa y abundancia de *S. muticum* fue reducida, la presencia de *S. horneri* fue dominante siendo una de la cinco especies que presentaron mayor biomasa y abundancia en este sitio, y tanto la biomasa como la abundancia de las algas nativas presentaron diferencias significativas en función de la presencia y la ausencia de *S. horneri*. Debido a la dominancia de *S. horneri* en este sitio y a la falta de diferencias significativas en Rincón de Ballenas, se discutirá utilizando únicamente los resultados obtenidos en Rancho Packard.

Los estudios de *Sargassum* sp. como especie introducida varían en cuanto a sus conclusiones sobre el efecto que esta especie puede tener sobre las comunidades nativas. En hábitats submareales se ha demostrado que *Sargassum* tiene efectos negativos sobre las algas nativas al alcanzar densidades elevadas que provocan una reducción en la cantidad de luz disponible (Ambrose y Nelson, 1982; Staehr *et al.*, 2000; Britton-Simmons, 2004), mientras que en las zonas intermareales se ha encontrado poco o ningún impacto de *Sargassum* como especie introducida, al ser una especie mejor adaptada a la zona submareal, en donde representa un componente que le provee heterogeneidad al hábitat (De Wreede, 1983; Viejo, 1997; Sánchez y Fernández, 2005; Buschbaum *et al.*, 2006; Harries *et al.*, 2007). Nuestros resultados en Rancho Packard indican un cambio en las variables biológicas (riqueza, diversidad, biomasa y abundancia) de las macroalgas nativas, en función de la presencia y ausencia de *S. horneri*. En presencia de esta especie, los valores mínimos de las variables medidas en las macroalgas nativas se registraron durante la primavera, cuando *S. horneri* presentó su mayor biomasa, mientras que cuando la biomasa de *S. horneri* fue mínima, se registraron valores más elevados en las variables de las algas nativas; a diferencia de lo que se registró en condiciones de ausencia, en donde la mayor biomasa y abundancia de las algas nativas se presentó durante el verano, y la diversidad y la riqueza fue mayor en primavera. A pesar de estas diferencias en función de la presencia y ausencia de la

especie introducida, la mayor riqueza, diversidad, biomasa y abundancia de las algas nativas se registró durante el otoño (Tabla XVII).

Tabla XVII. Variables biológicas (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	<i>Sargassum horneri</i>		Macroalgas nativas			
	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (N° indiv m ⁻²)	Riqueza (N° de especies)	Diversidad (H')	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (N° indiv m ⁻²)
Verano	6	1	5-15	2.09	42	5
Otoño	44	9	7-17	2.3	58	5
Invierno	64	8	6-8	1.7	36	4
Primavera	78	10	6	0.8	12	2

S. horneri al igual que *S. muticum*, forma una densa cobertura cuando llega a ser abundante. Esta densa cobertura puede reducir la luz, incrementar la sedimentación y reducir las concentraciones de nutrientes disponibles en el ambiente, para la especies de algas nativas, y así tener un efecto negativo en la comunidades nativas (Britton-Simmons, 2004). Las especies introducidas de *Sargassum* son un fuerte competidor con la flora local en cuanto a espacio y luz, ya que su rápido crecimiento, su gran biomasa y su densidad pueden impedir el asentamiento y desarrollo de otras algas (Critchley *et al.*, 1986, Staehr *et al.*, 2000), razón que podría explicar porque en nuestro estudio encontramos una menor riqueza y diversidad de especies nativas, cuando *S. horneri* presentó su mayor biomasa; al igual que el estudio realizado en Dinamarca por Peter *et al.* (2000), en el que reportan que el número de especies y la diversidad de macroalgas fueron afectados con el aumento de la densidad y biomasa de una especie introducida de Sargazo (*Sargassum muticum*), y que el continuo aumento de la cobertura de esta especie causó la disminución de la diversidad, debido a que la especie introducida llegó a ser dominante.

En cuanto a la biomasa y la abundancia de las algas nativas, *Sargassum*, como una especie introducida, puede establecerse en un hábitat intermareal y submareal en el que forma bosques densos que pueden provocar cambios en los conjuntos de macroalgas nativas a través de interacciones competitivas por el espacio (Ambrose y Nelson, 1982; Viejo, 1997; Britton-Simmons, 2004). En nuestro estudio, cuando *S. horneri* presentó la mayor biomasa, se registró la menor biomasa de clorofitas, feofitas y rodofitas; mientras que a menor biomasa de *S. horneri*, se registró la mayor biomasa de clorofitas y feofitas. La mayor biomasa de rodofitas se registró durante el invierno, época en la que *S. horneri* se encontraba en la etapa de crecimiento (Tabla XVIII). En esta época se observó la acumulación de algas rojas calcáreas como *Lithothrix aspergillum* y *Corallina frondescens*, y durante la primavera, cuando *S. horneri* fue dominante, no se encontraron estas especies; esto podría deberse a la morfología de estas especies de algas rojas que, al carecer de una estructura vertical, son vulnerables a un aumento en la densidad del alga introducida (Aguilar-Rosas, 1982).

Tabla XVIII. Variación de la biomasa (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard durante el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	Biomasa (gm ⁻²)			
	<i>S. horneri</i>	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta
Verano	6	3	23	55
Otoño	44	1	21	60
Invierno	64	0	13	104
Primavera	78	1	12	18

En Rancho Packard, la mayor abundancia de *S. horneri* se registró en la primavera, época en la que se obtuvo la menor abundancia de clorofitas, feofitas y rodofitas; mientras que la menor abundancia de *S. horneri* se registró en el verano, cuando se encontró la mayor abundancia de las algas nativas como *Dictyopteris undulata*, *Petrospongium rugosum*, *Zonaria farlowii* (Phaeophyta); *Corallina frondescens*, *Amphiroa zonata* (Rhodophyta) y *Ulva nematoidea* (Chlorophyta) (Tabla XIX).

Tabla XIX. Variación en la abundancia (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard en el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	Abundancia (N° indiv m ⁻²)			
	<i>S. horneri</i>	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta
Verano	1	3	4	5
Otoño	9	1	4	4
Invierno	8	0	4	3
Primavera	10	1	2	2

Algas foliosas como *Ulva* sp. pueden ser inhibidas por *Sargassum* debido a la competencia por luz (Britton-Simmons, 2004). Estudios realizados por Steen y Rueness (2004), en Noruega, han demostrado que *Sargassum* es capaz de crecer más rápido que la mayoría de las algas pertenecientes a la división Phaeophyta; y en cuanto a las algas rojas, la mayoría de éstas solo están presentes durante la primavera y el verano, o experimentan la mayor parte de su crecimiento durante este tiempo (Britton-Simmons, 2004) ya que es el período de reproducción de muchas especies de algas rojas. Todo esto podría explicar porque se registra una menor biomasa y abundancia de las algas nativas cuando existe una mayor biomasa y abundancia de *S. horneri*. Sin embargo, los valores altos de biomasa, abundancia, riqueza y diversidad de especies registrados durante el otoño, posiblemente sean el resultado de las diversas relaciones que se establecen entre las condiciones ambientales y los intervalos de tolerancia de las especies presentes en cada localidad (Loban y Harrison, 1994). El oleaje es considerado como un agente de disturbio, Menge *et al.* (2005), reportan un aumento en la diversidad de especies conforme aumenta el grado de exposición al oleaje; Riis y Hawes (2003) reportan que la diversidad disminuye conforme aumenta el disturbio y, Nishihara y Terada (2010) reportan que la riqueza de clorofitas y rodofitas disminuye cuando la energía de las olas aumenta, mientras que en las feofitas se observa un aumento en su riqueza. Otros factores que afectan el desarrollo de las comunidades y de sus especies son la salinidad, temperatura, O₂, pH, entre otros (Dawes, 1986; Scagel *et al.*, 1991; Mendoza-González y Mateo-Cid, 1992; Ortega, 1995). Sin embargo, cada grupo algal responde de una manera diferente (Mc Court, 1984; Lüning y Kadel, 1993; Stimson *et al.*, 1996; Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002).

La diferencia estadística encontrada en las variables bióticas medidas en este estudio, en función de la presencia y de la ausencia de *S. horneri*, concuerda con los resultados reportados en la literatura. Con base en nuestros resultados y en la literatura, podemos aceptar la hipótesis planteada en este estudio: la variación de la biomasa y la abundancia de *S. horneri* determina cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroalgas.

IV.4 Influencia de *Sargassum horneri* en la riqueza, diversidad y abundancia de las familias nativas de macroinvertebrados bentónicos

Los bosques de *Sargassum* forman un sustrato que puede ser utilizado por numerosos organismos como epífitas, epifauna y macroinvertebrados, además de que funciona como un hábitat esencial para el establecimiento de las especies asociadas a ésta (Mukai, 1971; Schreider *et al.*, 2003; Wells y Rooker, 2004; Foster *et al.*, 2007; Suárez-Castillo, 2008; Valdez-Navarrete, 2008).

Son muchos los estudios existentes sobre la fauna asociada a grupos vegetales. Abele (1974-1976), Spight (1977) y Menge *et al.* (1985) encontraron que al aumentar la complejidad del hábitat, aumentaba la riqueza de crustáceos decápodos, moluscos e invertebrados asociados a las macroalgas; Hicks (1977, 1980, 1982) reporta correlaciones positivas entre la complejidad de los bosques de macroalgas y la diversidad de copépodos en zonas intermareales. Entre los estudios que se han realizado sobre la fauna asociada a *Sargassum* se encuentran los de Stachowicz *et al.* (1999, 2002), White y Shurin (2007) quienes demostraron la existencia de relaciones negativas entre el número de taxones nativos y la introducción de *Sargassum*, mientras que Britton-Simmons (2004) encontró que el erizo *Strongylocentrus droebachiensis* fue afectado de manera indirecta cuando su alimento, las algas *Laminaria*, *Alaria* y *Nereocystis*, disminuyeron su abundancia como consecuencia de la competencia de estas especies con *Sargassum*.

Para *S. horneri* no se tiene conocimiento de estudios sobre su fauna asociada, ni del posible impacto que ésta pudiera tener sobre la fauna nativa. Este hecho reside en

que los trabajos que se tienen de esta especie están enfocados en reportar su presencia, y distribución en el hábitat colonizado (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009).

En nuestro estudio, la diversidad, riqueza y abundancia de las familias de invertebrados mostraron un patrón de fluctuación temporal con variaciones significativas, lo que indica que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, cambió a lo largo del período de estudio. Sin embargo, estas variables no difirieron significativamente en función de la presencia o ausencia de *S. horneri*. Es posible que el desarrollo poblacional de los macroinvertebrados bentónicos nativos no esté influenciado por el desarrollo de *S. horneri*, sin embargo, resultados con niveles taxonómicos bajos ocasiona una pérdida de información del papel ecológico del hábitat sobre las especies asociadas (Suárez-Castillo, 2008). Los estudios han demostrado que la introducción de *Sargassum* sp. provoca un aumento en la abundancia de la fauna asociada (Wernberg *et al.*, 2004), ya que las frondas de *Sargassum* aumentan la heterogeneidad del hábitat y proporcionan cobertura para la fauna nativa (Buschbaum, 2005).

Debido a los resultados obtenidos concluimos que en nuestro caso, la variación en la biomasa y la abundancia de *S. horneri* no determinó cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, las familias que determinaron la estructura de la comunidad en este estudio (Trochidae, Turbinidae, Muricidae, Fisurellidae), son características de la zona intermareal y están adaptadas a las zonas expuestas al oleaje (Serra *et al.*, 2001), y la mayoría de las especies pertenecientes a esta familias, utilizan a *Sargassum* sp. como alimento y áreas de refugio cuando incrementan las fuerzas hidrodinámicas o el estrés por depredación (Alfaro y Carpenter, 1999). La información generada en este estudio permite ver la necesidad de realizar estudios a nivel de especie, que permitan conocer la composición taxonómica de la fauna asociada a la especie introducida y su uso del hábitat.

Durante este estudio encontramos diferencias en los periodos de valores máximos entre los dos sitios de estudio: Rincón de Ballenas presenta los valores máximos de riqueza y diversidad de especies durante el otoño, mientras que en Rancho Packard, estas variables alcanzan sus máximos durante el verano. Las abundancias son máximas en invierno en Rincón de Ballenas y en primavera en Rancho Packard. Estos resultados enfatizan el hecho de que a pesar de la poca distancia que separa a los dos sitios de estudio, sus condiciones ambientales son diferentes y la fauna responde a ellas. La diferencia entre sitios puede estar influenciada por las características del sustrato de cada sitio, un sustrato formado de grandes rocas, con grietas y pendientes abruptas, influye de forma positiva sobre la comunidad de invertebrados, mientras que en sustrato constituido por pequeñas rocas, cantos rodados y gravas, hace posible el establecimiento solo de organismos que se han adaptado a estos ambientes (Fernández y Jiménez, 2006). La flora y la fauna costera presentan grandes cambios estacionales relacionados con los cambios de temperatura del agua (Dawson 1944; Thomson *et al.*, 2000). Foster *et al.* (2007) mencionan que cambios estacionales en la fauna marina pueden ser resultado de un reclutamiento periódico, seguido de mortandad por altas temperaturas, razón por la cual para entender y explicar la variación anual de invertebrados, se sugiere estudiar el reclutamiento y crecimiento de las familias encontradas en este estudio, a nivel de especie.

V. Conclusiones

S. horneri mostró un cambio en su biomasa y su abundancia a través del tiempo en Rancho Packard, no así en Rincón de Ballenas

La biomasa y abundancia de *S. horneri* no variaron en función de la profundidad en ninguno de los dos sitios seleccionados.

Los dos sitios de estudio fueron diferentes en cuanto al tipo de sustrato, las horas de exposición al aire y la biomasa y abundancia de *S. horneri*.

La Temperatura superficial del mar (TSM) presentó una correlación negativa y significativa con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, en Rancho Packard. Los valores máximos de biomasa y abundancia coincidieron con los valores mínimos de TSM, durante la primavera.

La Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) presentó una relación inversa y significativa con la biomasa en Rancho Packard, en la que las mayores biomásas coincidieron con los valores mínimos de irradiancia, en primavera.

Las macroalgas nativas presentaron cambios en su riqueza, diversidad, biomasa y abundancia, en función de la presencia y la ausencia de *S. horneri*.

Los valores máximos de biomasa y abundancia de *S. horneri* resultaron en valores mínimos en la riqueza, la diversidad, la biomasa y abundancia de las algas nativas.

La riqueza, diversidad y abundancia de las Familias de macroinvertebrados mostraron diferencias temporales. Rincón de Ballenas presentó los valores máximos de riqueza y diversidad de especies durante el otoño, y valores mínimos en la primavera. Las abundancias fueron máximas en invierno y mínimas en verano. En Rancho Packard, la

riqueza y la diversidad alcanzaron sus máximos durante el verano y mínimos en el invierno. La abundancia fue máxima en primavera y mínima en verano.

La riqueza, diversidad y abundancia de las Familias de macroinvertebrados nativos no cambiaron en función de la presencia-ausencia de *S. horneri*.

La variación en la biomasa y la abundancia de *S. horneri* no determinó cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroinvertebrados bentónicos.

Recomendaciones para futuras investigaciones

Para tener una visión general más completa acerca de la relación entre la biomasa y la abundancia de *S. horneri* con las variables ambientales, se sugiere tomar registros continuos de luz y temperatura superficial del mar *in situ*. También recomendamos medir otras variables como la turbidez del agua con el fin de evaluar diferencias entre sitios, que pudieran ayudar a explicar cambios en la estructura de los bosques de macroalgas.

Se sugiere diseñar un muestreo que permita analizar el efecto de las horas de exposición al aire sobre la biología de *S. horneri*, en particular, y de las macroalgas nativas, en general.

Para confirmar la existencia de una interacción competitiva entre *S. horneri* y las macroalgas nativas, es necesario llevar a cabo estudios a mayor escala espacio-temporal; por ejemplo, una escala espacial que incluya hábitats submareales y más sitios de muestreo y una escala temporal mayor a un ciclo anual.

En Rincón de Ballenas, la especie invasora *Sargassum muticum* fue dominante, mientras que *S. horneri* presentó una reducida biomasa y abundancia en este sitio. Por tal motivo se recomienda hacer un estudio que documente la competencia entre estas

dos especies, para evaluar si la dominancia de *S. muticum* ayuda a explicar la escasa presencia de *S. horneri* en este sitio.

Con el propósito de estudiar más a fondo los cambios en la composición y abundancia de los macroinvertebrados nativos, se recomienda trabajar con niveles taxonómicos a nivel especie, además de llevar a cabo estudios experimentales que documenten los efectos de *S. horneri* sobre la fauna.

VI. Literatura Citada

- Abbott, I.A., G.J. Hollenberg. 1976. Marine Algae of California. Stanford University Press, Stanford, California. 827pp.
- Abbott R.T. 1991. Seashells of the Northern Hemisphere. Smithsonian Publishers, Primera edición. Gallery Books, New York. 191pp.
- Abele, L. G. 1974. Species diversity of decapod crustaceans in marine habitats. Ecology 55: 156-161.
- Abele, L. G. 1976. Coral heads as islands: an analysis of area effects. Journal of Biogeography 3: 3-48.
- Aguilar Rosas, L.E., R. Aguilar Rosas, I. Pacheco Ruíz, E. Borquez-Garcés, M.A. Aguilar Rosas y E. Urbieto González. 1982. Algas de importancia económica de la región noroccidental de Baja California, México. Ciencias Marinas. 8(1): 49-63p.
- Aguilar Rosas, R. y A. Machado Galindo. 1990. Ecological aspects of *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyta) in Baja California, Mexico: reproductive phenology and epiphytes. Hydrobiologia. 204/205: 185-190p.
- Aguilar Rosas, L.E., R. Aguilar Rosas, K. Hiroshi, U. Shinya y E. Valenzuela Espinoza. 2007. New record of *Sargassum horneri* Harvey (Fucales, Phaeophyceae) in the Pacific coast of Mexico. Algae. 22(1): 17-21p.
- Alfaro, A.C.; R.C. Carpenter. 1999. Physical and biological processes influencing zonation patterns of a subtidal population of the marine snail, *Astrea (Lithopoma) undosa* Wood 1828. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 240:259-283.
- Álvarez Borrego, J. y S. Álvarez Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. CalCOFI reports. 23: 118-197p.

- Álvarez Millán, D. 2002. Modelo de producción primaria en la Bahía de Todos Santos. Tesis de Maestría. Ciencias en Ecología Marina. División de Oceanología. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C., México. 145pp.
- Ambrose, R.F. y B.V. Nelson. 1982. Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botánica Marina*. 25: 265-267p.
- Argote Espinoza, M.L., F.J. Gavidia Medina y A. Amador Buenrostro. 1991. Wind induced circulation in Todos Santos Bay, B. C., México. *Atmósfera*. 4: 101-115p.
- Ashton, P.J. y D.S. Mitchell. 1989. Aquatic plants: patterns and models of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. *Biological invasions: A global perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 111-154p.
- Ateweberham, M.; J.H. Bruggemann; A.M. Breeman. 2009. Seasonal Changes in size structure of *Sargassum* and *Turbinaria* populations (Phaeophyceae) on tropical reef flats in the Southern Red Sea. *Phycological Society of America*. 45: 69-80.
- Aveldaño, R.R.; J.B. Bessone; N.F. Ortega. 2003. Corrosión bajo tension en hormigón armado. Efectos de la densidad de corriente y composición del medio electrolítico. Jornadas SAM-CONAMET-Simposio Materia 2003. Bariloche, Argentina Noviembre 2003. 521-524p.
- Baca Chacón, C. 1981. Procedencia de minerales pesados en la Bahía de Todos Santos, B.C. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México. 50pp.
- Barnes, R.S.K. y R.N. Hughes. 1982. *An introduction to marine ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 339pp.
- Begon, M., J.L. Harper y R.C. Townsend. 1986. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de México. 1530pp.

- Behrens, W.D. 1980. Pacific Coast Nudibranchs. A guide to the Opisthobranchs of the Northeastern Pacific. Sea Challengers CA. USA. 107pp.
- Berman, J., L. Harris y M. Buttrick. 1992. Recent invasions of the Gulf of Maine: three contrasting ecological histories. *Conservation Biology*. 6: 435-441p.
- Bjaerke, M.R. y S. Fredricksen. 2003. Epiphytic macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1984 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54: 160-189p.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 10). 126pp.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 11). 274pp.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 12). 246pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 4). 377pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 5). 378pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 6). 418pp.
- Blake, J.A. y P.V. Scott. 1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 1). 124pp.

- Blake, J.A. y P.V. Scott. 1998. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 3). 150pp.
- Bold, H.C. y M.J. Wynne. 1985. Introduction to the algae. Segunda Edición. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey. USA. 848 pp.
- Boudouresque, C.F., F. Briand y C. Nolan. 1994. Introduced species in European coastal waters. Ecosystems Research Report 8, CIESM, Monaco. 67-75p.
- Britton Simmons, K.H. 2004. Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. Marine Ecology Progress Series. 277: 61-78p.
- Brusca, R.C. 1980. Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California. Segunda edición. University of Arizona Press. 922pp.
- Buschbaum, C. 2005. Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang *Sargassum muticum* an der deutschen Nordseeküste. Natural Museum. 135: 216-221p.
- Buschbaum, C.; A.S. Chapman y B. Saier. 2006. How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. Marine Biology. 148: 743-754p.
- Carlton, J.T. y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. Science. 261: 78-82 p.
- Casarrubias García, A. 2001. Puertos, potencialidades y auge de los cruceros. Mexico. 3: 102-111p.
- Chambers, P.A.; J.M. Barko; C.S. Smith. 1993. Evaluation of invasions and declines of submerged aquatic macrophytes. Journal of Aquatic Plant Management. 31: 218-220.
- Chapman, A. (1990) Effects of grazing, canopy cover and substratum type on the abundances of common species of seaweeds inhabiting littoral fringe tide pools. Botánica Marina. 33: 319-326

- Choi, H.G., H.G. Kim y C.H. Sohn. 2003. Transplantation of young fronds of *Sargassum horneri* for construction of seaweed beds. *Journal Fisheries Society*. 36: 469-473p.
- Choi, H.G., K.H. Lee, H.I. Yoo, P.J. Kang, Y.S. Kim y K.W. Nam. 2008. Physiological differences in the growth of *Sargassum horneri* between the germling and adult stages. *Journal of Applied Phycology*. 20: 729-735p.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth UK 172 pp.
- Clarke, K.R. y R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E. 91 pp.
- Coan, E.V., P.V. Scott y R.F. Bernard. 2000. Bivalve seashells of western Northamerica. Marine Bivalve Mollusks from Arctic Alaska to Baja California. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara CA. 764pp.
- Cocucci, A.E. y A.T. Hunziker. 1994. Los ciclos biológicos en el reino vegetal. Segunda edición. Academia Nacional de Ciencias. Córdoba, Argentina. 102 pp.
- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamic of populations*. P.J. Den Boer y G.R. Gradwell. 298-312pp.
- Cosson, J. 1999. On the progressive disappearance of *Laminaria digitata* on the coast of Calvados. *Cryptogamie Algologie*. 20: 35-42p.
- Critchley, A.T. 1984. Attached *Sargassum muticum* in Lake Greveling and Eastern Scheldt. *Fellowship Royal Society UK*. 7: 1-2p.
- Critchley, A.T., W.F. Farnham; S. L. Morrell. 1986. An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in southern England. *Biological Conservation*. 35: 313-332.

- Critchley, A.T., W.F. Farnham, T. Yoshida y T.A. Norton. 1990. A biogeography of the invasive alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Sargassaceae). *Botánica Marina*. 33: 551-562p.
- Crooks, J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*. 97: 153-166.
- Cruz Colín, M.E. y L.A. Cupul Magaña. 1997. Erosión y aporte sedimentario de los cantiles marinos de la Bahía de Todos Santos, Baja California, en el período de 1970 a 1991. *Ciencias Marinas*. 23 (3): 303-315p.
- Dawes, C. J. 1986. *Botánica marina*. Limusa, México, D.F. 673 pp.
- Dawes, C.J. 1998. *Marine Botany*. Segunda edición. John Wiley & Sons, INC. Tampa, Florida. 480 pp.
- Dawson, E.Y. 1944. Studies of northeast Pacific Gracilariaceae. Allan Hancock Foundation Publications Occasional Papers 7. 105 pp.
- Dawson, E.Y. 1946. New and unreported marine algae from southern California and northwestern Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 44(3): 75-91p.
- Dawson, E.Y. 1950a. Notes on Pacific coast marine algae. IV. *American Journal of Botany* 37: 149-158p.
- Dawson, E.Y. 1950b. Notes on Pacific coast marine algae. V. *American Journal of Botany* 37(5): 337-344p.
- Dawson, E.Y. 1953. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 1. Bangiales to Corallinaceae subf. Corallinoidae. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 17:1-239p.
- Dawson, E.Y. 1954. On the correlation of marine vegetation with upwelling along the Pacific coast of Baja California, México. En: Nisizawa, K. (ed.) *Proceedings of the Seventh International Botanical Congress*. 827pp.

- Dawson, E.Y. 1960a. New records of marine algae from Pacific Mexico and Central America. *Pacific Naturalist* 1(19/20): 31-52pp.
- Dawson, E.Y., 1960b. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 3. Cryptonemiales, Corallinaceae subf. Melobesioideae. *Pacific Naturalist* 2: 3-125p.
- Dawson, E.Y., 1961. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 4. Gigartinales, Corallinaceae subf. Melobesioideae. *Pacific Naturalist* 2(5): 191-343p.
- Dawson, E.Y. 1963a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 6. Rhodymeniales. *Nova Hedwigia* 5(3-4): 437-476p.
- Dawson, E.Y. 1963b. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 8. Ceramiales: Dasyaceae, Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia* 6 (3/4): 401-481p.
- Dawson, E.Y. 1966. *Marine Botany: an introduction*. Holt, Rinehart & Winston, New York, N.Y. 371 pp.
- D'Antonio, C.M. y P.M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review Ecology and Systematics*. 23: 63-87p.
- De Wreede, R.E. 1978. Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Syesis* 11: 1-9p.
- De Wreede, R.E. 1983. *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyta): Regrowth and interactions with *Rhosomela larix* (Ceramiales, Rhodophyta). *Phycologia* 22: 153-160p.
- De Wreede, R.E. 1985. Destructive sampling. En: M.M. Littler y D.S. Littler (Eds.). *Handbook of phycological methods, ecological field methods: Macroalgae*. Cambridge University Press, Cambridge. 147-160p.
- Díaz-Pulido, G.; J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Botánica Marina* 45(3): 284-292.

- Díaz-Villas, T.; m. Sansón; J. Alfonso-Carrillo. 2005. Seasonal variations in growth and reproduction of *Sargassum rotavicum* (Fucales, Phaeophyceae) from the Canary Islands. *Botánica Marina*. 48: 18-29.
- Di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 1-30p.
- Dunstan, P.K. y C.R. Johnson. 2004. Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. *Oecologia*. 138: 285-292p.
- Espinoza Carreón, T.L., G. Gaxiola Castro, J.M. Robles Pacheco y S. Nájera Martínez. 2001. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila en aguas costeras de la Ensenada del sur de California. *Ciencias Marinas*. 27(3): 397-422p.
- Espinoza Avalos, J. 1990. The southern limit of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta, Fucales) in the Mexican Pacific. *Botánica Marina*. 33: 193-196p.
- Espinoza Avalos, J. y H. Rodríguez Garza. 1986. Variaciones de *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt en la exposición al oleaje. *Investigaciones Marinas, CICIMAR*. 3(1): 119-126p.
- Farfán, B.C.; S. Álvarez-Borrego. 1983. Variability and fluxes of nitrogen and organic carbon at the mouth of Coastal Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 17: 599-612.
- Fernández C., L.M. Gutiérrez y J.M. Rico. 1990. Ecology of *Sargassum muticum* on the north coast of Spain. Preliminary observations. *Botánica Marina* 18: 149-156p.
- Forrest, B.M., S.N. Brown, M.D. Taylor, C.L. Hurd y C.H. Hay. 2000. The role of natural dispersal mechanism in the spread of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia*. 39: 547-553p.

- Foster, M.S.; L.M. McConnico; L. Lundsten; T. Wadsworth, T. Kimball; L.B. Brooks; M. Medina-López; R. Riosmena-Rodríguez; G. Hernández-Carmona; R. Vasquez-Elisando; S. Johnson; D.K- Steller. 2007. The diversity and natural history of *Lithothamnion muelleri* - *Sargassum horridum* community in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*. 33(4): 367-384.
- García-Ballesteros, M.G.; M. Larroque. 1976. Elementos sobre la distribución de turbidez en el Golfo de California. *CalCOFI Rep XVIII*: 81-108.
- Gómez Valdez, J. 1983. Estructura hidrográfica promedio frente a Baja California. *Ciencias Marinas*. 9 (2): 75-86p.
- Gómez, J.V. y H.S. Véles. 1982. Variaciones estacionales de temperatura y salinidad en la región costera de la corriente de California. *Ciencias Marinas*. 8 (2): 167-178p.
- González González, J. y E. Novelo Maldonado. 1986. Técnicas especiales de recolección y preparación de ejemplares de grupos selectos de plantas Algas. En: A. Lot-Helgueras y F. Chiang. (Eds.). *Manual de Herbario Consejo Nacional de la Flora de México*. 47-54p.
- Grosholz, E.D., G.M. Ruiz, C.A. Dean, K.A. Shirley, J.L. Maron y P.G. Connors. 2000. The impacts of a non-indigenous marine predator in a Californian bay. *Ecology* 81(5):1206–1224p.
- Guiry, M.D. y G.M. Guiry. 2007. Algaebase versión 4.2. Publicación electrónica. World-Wide. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>
- Hair Jr., J.F.; R.E. Anderson; R.L. Tatham; W.C. Black. 1999. *Análisis Multivariante*. 5a Edición. Prentice Hall Iberia. Madrid, España. 832pp.
- Hales, J.M.; R.L. Fletcher. (1989). Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botánica Marina*. 32: 167-176.
- Hales, J.M.; R.L. Fletcher (1990). Studies on the recently introduced brow alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. V. Receptacle initiation and growth, and gamete release in laboratory culture. *Botánica Marina*. 33: 241-249.

- Harries, D.B.; J.R. Wilson, J.M. Mair y D.W. Donnan. 2007. The establishment of the invasive alga *Sargassum muticum* on the west coast of Scotland: A preliminary assessment of community effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 87: 1057-1067p.
- Hernández-Herrera, R.M.; S.E. Ibarra-Obando; M.R. Mora-Navarro. 2005. Estructura de la comunidad algal en la costa sur de Jalisco, México. *Avances en la investigación científica en el CUCBA*. 7(2): 139-154
- Hicks, G. R. F. 1977. Observations of substrate preference of marine phytal harpacticoids (Copepoda). *Hydrobiology*. 56: 7-9.
- Hicks, G. R. F. 1980. Structure of phytal harpacticoid copepod assemblages and the influence of habitat complexity and turbidity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 44: 157-192.
- Hicks, G. R. F. 1982. Habitat structure, disturbance, and equilibrium in crustacean communities. *Marine Ecology* 3: 41-51.
- Hollenberg, G.J. y A.C. Dawson. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 5. The genus *Polysiphonia*. *Pacific Naturalist* 2:345-375p.
- Hughes, R.G. 1986. Theories and Models of species abundance. *The American Naturalist*. 128 (6): 879-899p.
- Hutson, M.A. 1985. Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology*. 16: 149-177p.
- Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak. 1994. Organism as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373-386p.
- Jones, C., J.H. Lawton y M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*. 78(7): 1946-1957p.
- Kawamoto, K. y T. Tomiyama. 1968. *Aquiculture*. 16: 87-95p.

- Kozloff, E.N. 1983. Seashore Life of the Northern Pacific Coast. University of Washington Press. 370pp.
- Lara-Lara, J.R.; E. Millán-Núñez, R. Millán-Núñez, C. Bazán-Guzmán. 2003. Producción primaria del fitoplancton en el Pacífico Mexicano (1992-2000). En: M.T. Barreiro-Güemes, M.E. Meave del Castillo, M. Singnoret-Poillon, M.G. Figueroa-Torres (eds.), Planctología Mexicana. Sociedad Mexicana de Planctología, A.C. México. 103-124 pp.
- Levin, P.S.; J.A. Coyer; R. Petrik; T. Good. 2002. Community-wide effects of nonindigenous species on temperate rocky reefs. *Ecology*. 83(11): 3182-3193.
- Lobban, C.S. y P.J. Harrison. 1994. Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press. New York, USA. 386 pp.
- Lüning, K. 1981. Light. En: Lobban, C.S.; M.J. Wynne (eds.). *The Biology of Seaweeds*, Blackwell Scientific Publications Oxford. 326-255 pp.
- Lüning, K. y P. Kadel. 1993. Daylength range for circannual rhythmicity in *Pterygophora californica* (Alariaceae, Phaeophyta) and synchronization of seasonal growth by daylength cycles in several other brown algae. *Phycologia* 32(5): 379-387.
- Mancilla Pérez, M. y G.M. Martínez. 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la Bahía de Todos Santos, B. C., México (marzo de 1986 a junio de 1987). *Revista de Investigación Científica UBCS. La paz, BC Sur* 2(2): 33-45p.
- Mateo-Cid, L.E.; A.C. Mendoza-González. 1992. Algas marinas bentónicas de la costa sur de Nayarit, México. *Acta Botánica Mexicana*. 20: 13-28.
- MBARI. 2010. *Sargassum* reproduction and life history. Marine Botany. (www.mbari.org)
- McCourt, R.M. 1984. Seasonal patterns of abundance, distributions, and phenology in relation to growth strategies of three *Sargassum* species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 74: 141-156.

- Mendoza-González, A.C.; L.E. Mateo-Cid. 1992. Algas marinas bentónicas de Isla Mujeres, Quintana Roo, México. *Acta Botánica Mexicana*. 19: 37-62.
- Menge, B.A., J. Lubchenco y L.R. Ashkenas. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical intertidal community. *Oceanología*. Berlin. 65: 394-405p.
- Menge, B. A., G. W. Allison, C. A. Blanchette, T. M. Farrell, A. M. Olson, T. A. Turner y P. van Tamelen. 2005. Stasis or kinesis? Hidden dynamics of a rocky intertidal macrophyte mosaic revealed by a spatially explicit approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 314(1): 3-39.
- Miller, K.A, J.M. Engle, S. Uwai y H. Kawai. 2007. First report of Asian seaweed *Sargassum horneri* (Fucales) in California, USA. *Biological Invasions*. 9: 609-613p.
- Miller, K.A. y J.M. Engle. 2009. The natural history of *Undaria pinnatifida* and *Sargassum filicinum* at the California Channel Islands: non-native seaweeds with different invasions styles. *Proceedings of the seventh California Islands Symposium*. (En prensa).
- Minchinton, T.E y M.D. Bertness, 2003. Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a Coastal Marsh. *Ecological Applications*. 13: 1400-1416.
- Mooney, H.A. y J.A. Drake. 1986. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. *Ecological studies. Analysis and Synthesis*. 58: 1-328p.
- Mooney, H.A. y E.E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences. USA*. 98: 5446-5451P.
- Mukai, H. 1971. The epiphytal animal on the thalli of *Sargassum serratifolium* in the *Sargassum* region with reference to their seasonal fluctuations. *Marine Biology*. 8: 170-182.
- Norton, T.A. y R. Fetter. 1981. The settlement of *Sargassum muticum* propagules in stationary and flowing water. *Journal of the Marine Biological Association, U.K.* 61: 929-94p.

- Nichols, F.H., J.K. Thompson y L.E. Schemel. 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. II. Displacement of a former community. Marine Ecology Progress Series. 66: 95-101p.
- Nicholson, N., H. Hasmerk, K. Bird, L. Hart, W. Sandlin, C. Shoemaker y C. Sloan. 1981. The biology of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt at Santa Catalina Island, California. Proceedings of the International Seaweed Symposium. 8: 46-424p.
- Nishihara, G. N. y R. Terada. 2010. Species richness of marine macrophytes is correlated to a wave exposure gradient. Phycological Research 58(4): 280-292.
- Núñez-López R.A.; M. Casas-Valdez. 1996. Fenología de las especies de *Sargassum* (Fucales: Sargassaceae) en tres zonas de Bahía Concepción, B. C. S., México. Revista de Biología Tropical. 44 (2): 437-446.
- Núñez-López R.A.; M. Casas-Valdez. 1997. Variación estacional de la biomasa y talla de *Sargassum* spp. (Sargassaceae, Phaeophyta) en Bahía Concepción, B.C.S. México. Hidrobiológica. 7:19-25.
- Ortega, M.M. 1995. Observaciones del fitobentos de la Laguna de Términos, Campeche, México. Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Bot. 66 (1): 1-36.
- Pacheco Ruíz, I. y J A. Zertuche González. 1996. The commercially valuable seaweeds of the Gulf of California. Botánica Marina. 39: 201-206p.
- Pang, S.J., F. Liu, T.F. Shan, S.Q. Gao y Z.H. Zhang. 2009. Cultivation of the Brown alga *Sargassum horneri*: sexual reproduction and seedling production in tank culture under reduced solar irradiance in ambient temperature. Journal of Applied Phycology. 21: 413-422p.
- Paul Chávez, L. 2005. Taxonomía y dinámica poblacional del complejo Sinicola (Fucales, Phaeophyta) para el suroeste del Golfo de California. Tesis Doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional de Mexico. 130 pp.

- Pavía, E. y S. Reyes. 1983. Variaciones espaciales y estacionales del viento superficial en la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas*. 9: 151-167p.
- Pedersen M.F., P.A. Staehr, T. Wernberg y M.S. Thomsen. 2005. Biomass dynamics of exotic *Sargassum muticum* and native *Halidrys siliquosa* in Limfjorden, Denmark. Implications of species replacements on turnover rates. *Aquatic Botany* 83: 31-47p.
- Peña Manjarrez, J.L. 2001. Ecofisiología de dinoflagelados productores de mareas rojas en la Bahía de Todos Santos. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C., México. 12-15p.
- Peter, A.S.; M.F. Pedersen; M.S. Thomsen; T. Wernberg; D. Kause-Jensen. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*. 207:79-88.
- Piazzì, L.; G. Ceccherelli; F. Cinelli. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 210: 149-159.
- Pimm, S.L. 1989. Theories of predicting success and impact of introduced species. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. *Biological invasions: A global perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 525 pp.
- Plaza Flores, J. 1979. Cambios en la playa San Miguel debido a un deslizamiento y a la adición de nuevo material vertido a la línea de costa. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C., México. 30 pp.
- Quang, H. y N. Huu. 1998. The seaweeds resources of Vietnam. En: Critchley A.T. y M. Ohno (eds). *Seaweeds resources of the world*. JICA. Japan. 431 pp.
- Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*. 288: 854-856p.

- Ramakrishnan, P.S., P.M. Vitousek. 1998. Ecosystem level processes and the consequences of biological invasions. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 281-300p.
- Rejmánek, M. 1989. Invasibility of plant communities. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 525 pp.
- Ribera, M.A. y C.F. Boudouresque. 1995. Introduced marine plants with special reference to macroalgae: mechanism and impact. Prigress in Phycological Research. 11: 187-268p.
- Richardson, D.M., P. Pysek, M. Rejmanek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. Diversity and distributions. Blackwell Publishing. 6(2): 93-107p.
- Ricketts, E.F.; J. Calvin; J.W. Hedgpeth. 1985. Between Pacific Tides. 5a Edición. Stanford University Press. California. EUA. 680pp.
- Riis, T. y I. A. N. Hawes. 2003. Effect of wave exposure on vegetation abundance, richness and depth distribution of shallow water plants in a New Zealand lake. Freshwater Biology 48(1): 75-87.
- Rivera M; R. Scrosati. 2006. Population dynamics of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyta) from the Gulf of California, Mexico. Phycología. 45 (2): 178-189.
- Rueness, J. 1989. *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coasts. Marine Pollution Bulletin. 20: 173-176p.
- Ruíz, G.M., P.W. Fofonoff, J.T. Carlton, M.J. Wonham y A.H. Hines. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. Annual Review of Ecology. 31: 481-531p.

- Sánchez I., C. Fernandez y J. Arrontes. 2005. Long-term changes in the structure of intertidal assemblages after invasión by *Sargassum muticum* (Phaeophyta). *Journal of Phycology*. 41: 942-949p.
- Sánchez, I. y C. Fernández. 2006. Resource availability and incasibility in an intertidal macroalgal assemblage. *Marine Ecology Progress Series*. 313:85-94p.
- Sánchez Rodríguez, I. y R. Cervantes Duarte. 1999. Longitud y biomasa de *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner (Phaeophyta) en Bahía Magdalena, B.C.S. México. *Hidrobiológica*. 9(2): 117-124p.
- Scagel, R. F.; Bandoni, R. J.; Maze, J. R.; Rouse, G. E.; Scofield, W. B.; Stein, J. R. (1991). *Plantas no vasculares*. 2ª Ed. Omega. Barcelona, España. 548pp.
- Scott P.H., J.A. Blake y A. Lissner. 1996. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 8). 240pp.
- Scott P.H., J.A. Blake y A. Lissner. 1996. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 9). 219pp.
- SeaDAS. SeaWiFS Data Analysis System. SeaWiFS. GSFC, NASA. Edition 5.4.
- Schreider M.J., Glasby T.M. y A.J. Underwood. 2003. Effects of height on the shore and complexity of habitat on abundances of amphipods on rocky shores in New South Wales, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 293: 57-71.
- Serra, G.; G. Chelazzi; J.C. Castilla. 2001. Temporal and spacial activity of the key-hole limpet *Fisurella crassa* (Mollusca: Gastropoda) in the eastern Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 81: 485-490.
- Smith, I.R. y J.T. Carlton. 1975. *Light's Manual: Intertidal invertebrates of the Central California Coast*. Tercera Edición. University of California Press. 716 pp.

- Spight, T.M. 1977. Diversity of shallow-water gastropod communities on temperate and tropical beaches. *The American Naturalist*. 111: 1077-1097p.
- Stachowicz, J.J. y M.E. Hay. 1999. Reducing predation through chemically mediated camouflage: indirect effects of plant defenses on herbivores. *Ecology*. 80: 495-509p.
- Stachowicz, J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch y R.W. Osman. 2002. Linking climate change and biological invasions: oceans warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 99: 15479-15500p.
- Staehr, P.A., T. Wernberg Moller y M.S. Thomsen. 1998. Invasion of *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden, Denmark. Poster present at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark. Web version.
- Staehr, P.A., M.F. Pedersen, M.S. Thomsen, T. Wenberg y D. Krause Jensen. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*. 207: 79-88p.
- StatSoft. 1993. STATISTICA for Windows Operating System Release 4.5. Tulsa OK, USA. StatSoft Inc. (www.statsoft.com).
- Steen, H. y J. Rueness. 2004. Comparison of survival and growth in germlings of six furoid species (Fucales, Phaeophyceae) at two different temperature and nutrient regimes. *Sarsia*. 89: 175-183p.
- Stimson, J., S. Larned y K. McDermid. 1996. Seasonal growth of the coral reef macroalga *Dictyosphaeria cavernosa* (Forskål) Børgesen and the effects of nutrient availability, temperature and herbivory on growth rate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 196(1-2): 53-77.
- Strong, J.A.; C.A. Maggs, M.P. Johnson. 2009. The extent of grazer release from epiphytism for *Sargassum muticum* (Phaeophyceae) within the invaded range, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 89(2): 303-314.

- Suárez-Castillo, A.N. 2008. Fauna asociada a mantos de *Sargassum* (Ochrophyta: Fucales) en el Sauzoso, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. BCS, México. 012 pp.
- Taylor, W.R. 1945. Pacific marine algae of the Allan Hancock Pacific Expeditions to the Galapagos Islands. Allan Hancock Pacific Expeditions 12. 528 pp.
- Thompson, D.A.; L.T. Findlex; A.N. Kerstitch. (2000). Reef fishes of the sea of Cortez. University of Texas Press. Austin. 353 pp.
- Trono, G.C. 1998. Seaweeds. En: K.E. Carpenter y V.H. Niem (Eds.) FAO species identification guide for fisheries purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Vol 1. Seaweeds, corals, bivalves and gastropods. FAO, Rome. 19-37P.
- Tseng, C.K., T. Yoshida y Y.M. Chiang. 1985. East Asiatic species of *Sargassum* subgenus *Batrophycus* J. Agardh (Sargassaceae, Fucales), with keys to the sections and species. En: Abbott, I.A., J.N. Norris (eds) Taxonomy of economic seaweeds. Vol.1. California Sea Grant College Program, La Jolla, California. 1-15p.
- Tweedley, J.R., L.E. Jackson y J.A. Martin. 2008. *Zoostera marina* seagrass beds enhance the attachment of the invasive alga *Sargassum muticum* in soft sediments. Marine Ecology Progress Series. 354: 305-309p.
- Uchida, T. y S. Arima. 1993. Crossing experiments between autumn-and Spring fruiting types of *Sargassum horneri* (Phaeophyta). Nippon Suisan Gakkaishi. 59 (10): 1685-1688p.
- Ulloa Torres, M.J. 1989. Refracción lineal del oleaje en el puerto de Ensenada, B. C. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C., México. 66 pp.
- Umesaki, I. 1984. Ecological studies of *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh in Obama Bay, Japan Sea. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries. 50 (7): 1193-1200p.

- Uwai, S., K. Kogame, G. Yoshida, H. Kawai y T. Ajisaka. 2009. Geographical genetic structure and phylogeography of the *Sargassum horneri/filicinum* complex in Japan, based on the mitochondrial cox3 haplotype. *Marine Biology*. 156: 901-911p.
- Valdez-Navarrete, C. 2008. Comparación espacio-temporal de la riqueza específica de macroalgas asociadas a bosques de *Sargassum* en el Golfo de California, México. Tesis Licenciatura. UABCS. La Paz, B.C.S., México. 44 p.
- Vermeij, G.L. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation*. 78: 3-9p.
- Viejo, R.M. 1997. The effects of colonization by *Sargassum muticum* on tidepool macroalgal assemblages. *Journal Marine Biological Association UK*. 77: 325-340p.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenko y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-504p.
- Wells D. y J.R. Rooker. 2004. Spatial and temporal patterns of habitat use by fishes associated with *Sargassum* mats in the northwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 74 (1): 81-99.
- Wernberg, T., M.S. Thomsen, P.A. Staehr y M.F. Pedersen. 2004. Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgoland Marine Research*. 58: 154-161p.
- White L.F. y J.B. Shurin. 2007. Diversity effects on invasion vary with life history stage in marine macroalgae. *Oikos*. 116: 1193-1203p.
- Whithers, R.G., W.F. Farnham, S. Lewy, N.A. Jephson, J.M. Haythorn y P.W.G. Gray. 1975. The epibiontes of *Sargassum muticum* in British waters. *Marine Biology*. 35: 79-86p.
- Wu, C. 1998. The seaweeds resources of China. En: A.T. Critchley y M. Ohno (Eds.). *Seaweeds resources of the world*. JICA. Japan. 431 pp.

Yoshida, G., K. Yoshikawa y T. Terawaki. 2001. Growth and maturation of two populations of *Sargassum horneri* (Fucales, Phaeophyta) in Hiroshima Bay, the Seto Inland Sea. Fisheries Science. 67: 1023-1029p.

Zar, J. 1996. Biostatistical Analysis. Tercera edición. Prentice Hall. New Jersey. 662 pp.

TESIS DEFENDIDA POR

Giuliana Ivette Cruz Trejo

Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ

Dra. Silvia Emilia Ibarra Obando

Director del Comité

M. en C. Vicente Ferreira Bartrina

Miembro del Comité

Dra. M. del Pilar Sánchez Saavedra

Miembro del Comité

Dra. Bertha Eugenia Lavaniegos Espejo

*Coordinador del programa de posgrado
en Ecología Marina*

Dr. David Hilario Covarrubias Rosales

Director de Estudios de Posgrado

11 de abril de 2012

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

**Presencia del alga parda *Sargassum horneri* en Baja California y su posible
impacto sobre las comunidades de macroalgas y macroinvertebrados de Rincón de
Ballenas y Rancho Packard, Baja California**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta:

Giuliana Ivette Cruz Trejo

Ensenada, Baja California, México, 2012.

RESUMEN de la tesis de Giuliana Ivette Cruz Trejo, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en Ecología Marina. Ensenada, Baja California. Abril 2011.

Presencia del alga parda *Sargassum horneri* en Baja California y su posible impacto sobre las comunidades de macroalgas y macroinvertebrados de Rincón de Ballenas y Rancho Packard, Baja California

Resumen aprobado por:

Dra. Silvia Emilia Ibarra Obando

Se presentan los resultados de un estudio realizado de junio de 2009 a abril de 2010, en el que se determinó la variación estacional en la biomasa y la abundancia del alga introducida *Sargassum horneri* en dos localidades de la Bahía de Todos Santos, Baja California: Rincón de Ballenas y Rancho Packard. Se colectaron muestras mensuales a lo largo de dos transectos por sitio para probar las siguientes hipótesis: (1) Las variaciones ambientales a lo largo del año determinan cambios en la biomasa y abundancia de *S. horneri* y (2) la variación de la biomasa y abundancia de *S. horneri* determina cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos. Los resultados mostraron que a pesar de la cercanía entre los dos sitios seleccionados, existen diferencias entre ellos, principalmente en el tipo de sustrato y la topografía, que pudieran contribuir a explicar la permanencia y dominancia de *S. horneri* todo el año en Rancho Packard, y a su débil y breve presencia en Rincón de Ballenas. En Rincón de Ballenas, los valores máximos de biomasa y abundancia de *S. horneri* fueron 20 g m⁻² y 8 indiv m⁻², respectivamente. En cambio, en Rancho Packard, los máximos fueron 292 g m⁻² de biomasa y 17 indiv m⁻² de abundancia. En ambos sitios, los valores máximos se registraron en primavera, época en la que *S. horneri* alcanzó la madurez y los mínimos en verano, época de su senectud. Sólo en Rancho Packard se encontró una correlación negativa y significativa entre la temperatura superficial del mar y la radiación fotosintéticamente activa, con la biomasa y abundancia de *S. horneri*. En cuanto a las comunidades nativas, de macroalgas, sus valores mínimos de riqueza, diversidad, biomasa y abundancia, coincidieron con la máxima biomasa y abundancia de *S. horneri*, siendo estas diferencias altamente significativas. En cambio, los resultados obtenidos del análisis de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, mostraron que a nivel de Familia, la diversidad, riqueza y abundancia no variaron dependiendo de la presencia-ausencia de *S. horneri*.

Palabras Clave: Abundancia, biomasa, especie introducida, especies nativas, estacionalidad, presencia-ausencia.

ABSTRACT of the thesis presented by Giuliana Ivette Cruz Trejo, as partial requirement to obtain the MASTER OF SCIENCE degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California. April 2012.

Presence of the brown algae *Sargassum horneri* in Baja California, and its possible impact on the macroalgae and invertebrate communities of Rincón de Ballenas and Rancho Packard, Baja California

Results are here presented, of a study performed from June 2009 to April 2010, in which the seasonal variation in biomass and abundance of the introduced algae *Sargassum horneri* was determined at two locations of the Todos Santos Bay, Baja California: Rincón de Ballenas, and Rancho Packard. Monthly samples were collected along two transects per site to test the following hypotheses: (1) Environmental variations during the year determine changes in the biomass and abundance of *S. horneri*, and (2) variations in the biomass and abundance of *S. horneri* determine changes in the composition and abundance of the native macroalgae and benthic macroinvertebrates communities. Results showed that despite the proximity of the two selected sites, there are differences between them, mainly in the type of substrate and their topography, which could help explain the permanence and dominance of *S. horneri* all year round at Rancho Packard, and its weak and brief presence at Rincón de Ballenas. At Rincón de Ballenas, maximum values for *S. horneri* biomass and abundance were 20 g m⁻², and 8 indiv m⁻², respectively while, at Rancho Packard, maximum values were 292 g m⁻² for biomass, and 17 indiv m⁻² for abundance. At both sites, maximum values were recorded during spring, season in which *S. horneri* reached its maturity, and minimum values during summer, corresponding to its senile stage. Only at Rancho Packard, a negative and significant correlation was found, between superficial water temperature and photosynthetically active radiation, with *S. horneri* biomass and abundance. With respect to the native macroalgal communities, their minimum values in richness, diversity, biomass, and abundance coincided with peak values in *S. horneri* biomass and abundance, these differences being highly significant. In contrast, results from the analysis of benthic macroinvertebrates communities showed that, at the Family level, diversity, richness, and abundance did not changed depending on *S. horneri* presence-absence.

Key words: Abundance, biomass, introduced species, native species, seasonality, presence-absence.

*No obstante tienes que volver a aprender a reír, a comer con gusto.
¡Debes reeducar tu gusto!
Utiliza la sombra, lee, sueña, descansa, diviértete, aunque eso te parezca tan imposible
como el día en que trataste de hacer el primer intento.
Todo te parecerá ridículo, pero no abandones nada. ¡No cedas nada a la
desesperación!
Usa tus sueños. ¡Y si están rotos, pégalos!
Un sueño roto bien pegado puede volverse aún más bello y sólido.
Hasta el punto de hacer añicos los límites de lo real.
¡Ama las cosas! ¡Estás vivo!
Y si te sientes muerto de tristeza, es normal, asúmelo. Sin embargo, no te dejes llevar.
Necesitarás algo de tiempo.
Los cataclismos son pesados de digerir. Pero métete bien la idea de vida en la cabeza.
Aunque te parezca algo lejano, inaccesible, esfuérzate y ve a tu ritmo.
Necesitas historias, no sólo para divertirte.
Has de reaprender tus recuerdos sin permitir que el miedo te bloquee...
Mathias Malzieu*

Agradecimientos

A CONACYT por proporcionarme la beca que me ayudo a mantenerme durante mi estancia en el posgrado y a CICESE por la oportunidad de formar parte del cuerpo estudiantil de esta institución. Gracias por el apoyo otorgado a través del Posgrado en Ecología Marina y el Departamento de Servicios Escolares, en todas las etapas de la tesis.

A la Dra. Silvia Ibarra: Gracias por haber confiado en mí y por la dirección de este trabajo, pero mi más grande agradecimiento es por todo el apoyo que me brindaste en los momentos difíciles, con tu ayuda pude continuar y concluir este ciclo.

A mi comité de tesis: Vicente Ferreira, gracias por los consejos, el apoyo y colaboración a la hora de plantear ideas necesarias para mejorar el trabajo; Dra. Pilar Sánchez, gracias por los comentarios y aportaciones en esta tesis, por sus ideas, su tiempo y disponibilidad en todo momento.

A Luis Aguilar Rosas y Raúl Aguilar Rosas†: porque el tema de esta tesis no hubiera sido posible sin la ayuda de ustedes, gracias por apoyarme con la identificación de las macroalgas y por brindarme apoyo en las salidas de campo.

A Miriam Poumian: gracias por tu apoyo incondicional, tus palabras de ánimo y tu ayuda en los momentos duros y de dudas. Sin tu valiosa aportación no hubieran sido posibles los resultados de este trabajo.

Al Dr. Cuauhtémoc Nava por la ayuda en la obtención de los datos de horas de exposición al aire. Al topógrafo Eduardo Gil, quién contribuyo en el levantamiento topográfico de los dos sitios de estudio. A los dibujantes José María Domínguez y Francisco Javier Ponce, por mejorar las figuras presentadas en este trabajo. A Pablo Hernández por su ayuda en la obtención de datos de la TSM y PAR.

A todas las personas que en alguna ocasión me apoyaron en el trabajo de campo, pero en especial a ti Abi, por desmadrugarte conmigo, experimentar la metodología de este trabajo juntas, por las largas pláticas de altamar y por vivir conmigo lo que bautizamos como “el naufragio”. Jamás olvidaré todo ese proceso, muchas gracias por toda la ayuda pero sobre todo por tu amistad, ¡invaluable e inolvidable!

A todos los miembros de la familia incómoda: Abi, Karla y Pablo, Andreita y Magno, Gemma y Alex, Rumie, Cesar, Rich, y Augusto, muchas gracias por estar conmigo en todo este tiempo donde he vivido momentos difíciles pero también muy felices, sin duda alguna el haberles conocido fue lo mejor que me pudo pasar en mi estancia en Ensenada, siempre los llevaré en mi corazón. Eternamente agradecida...”El gato”.

A mis roommates: Jorge Cerón, Sandra Moreno y Leopoldo Díaz, gracias por todos los momentos compartidos, por aguantarme y tenerme paciencia, se que en ocasiones desearon tener una comida decente en la mesa de la casa pero mi computadora, libros y artículos se los impedía; aún así nunca se quejaron y siempre me apoyaron en todo momento; en verdad mil gracias!

A toda la gente que conocí a lo largo de este camino que de alguna forma me brindaron su apoyo e hicieron que mi estancia en Ensenada sea uno de los mejores recuerdos que siempre tendré, no puedo mencionar a todos por que son muchísimos, pero créanme que no olvido a ninguno.

A Atzelby López Struck: agradezco con toda mi alma el que seas parte de mi vida, a pesar de la distancia siempre estuviste a mi lado y el día que volví, ahí seguiste cuidándome y dándome tu mano para volver a ponerme de pie...y seguimos juntas en ese proceso, siempre juntas!

A Penélope Rodríguez Pliego: Sin ti a mi lado no lo hubiera logrado. Gracias por compartir sueños, fracasos, logros, frustraciones, alegrías y temores, por intuir mi silencio y siempre respetar mi distancia, pero sobre todo por estar siempre a mi lado en la vida y su trama...

A mi familia: Gracias a ustedes hoy puedo alcanzar mi meta. A mis hermanos, Monserrat y Giordan A. Cruz Trejo, por ser siempre mi motivo de inspiración, ya que por ser la mayor siempre he tenido que dar el ejemplo y espero este logro sea uno que les inspire siempre a seguir...nunca hay que rendirse, nunca lo hemos hecho! A mi madre, quién no descansó hasta el final. Yo sé que fue muy difícil para ti y en verdad espero algún día poder corresponder todo lo que has hecho por mí, espero nunca defraudarte y hacer que siempre te sientas orgullosa de mi.

Y por último a ti, por todo lo que implica “todo”... Gracias.

CONTENIDO

	Página
Resumen español	i
Resumen inglés	ii
Dedicatorias	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de Figuras	viii
Lista de Tablas	x
I. Introducción	1
I.1 Generalidades.....	1
I.2 Características de <i>Sargassum horneri</i>	1
I.3 Influencia de factores bióticos y abióticos.....	6
I.4 Especies introducidas.....	7
I.5 Causa y efecto de la introducción de especies.....	7
I.6 Introducción de <i>Sargassum horneri</i>	8
I.7 Antecedentes.....	9
I.7.1 Impacto de <i>Sargassum</i> sp. como especie introducida.....	9
I.7.2 Estudios relacionados con <i>Sargassum horneri</i>	11
I.8 Objetivos.....	14
I.8.1 Generales.....	14
I.8.2 Particulares (para cada sitio).....	14
II. Material y métodos	15
II.1 Descripción del área de estudio.....	15
II.2 Diseño de muestreo.....	17
II.3 Trabajo de campo.....	20
II.4 Variables ambientales.....	21
II.5 Trabajo de Laboratorio.....	22
II.5.1 Material algal.....	22
II.5.2 Macroinvertebrados.....	22
II.6 Análisis de datos.....	23
II.6.1 Biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	23

CONTENIDO (continuación)

	Página
II.6.2 Relación de variables ambientales con la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	24
II.6.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales locales.....	24
II.6.4 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos.....	25
III. Resultados	27
III.1 Variables ambientales.....	27
III.1.1 Temperatura superficial del mar (TSM).....	27
III.1.2 Radiación fotosintéticamente activa (PAR).....	28
III.1.3 Horas de exposición al aire.....	29
III.2 Variación de la biomasa y la abundancia del alga introducida.....	30
III.2.1 Rincón de Ballenas.....	30
III.2.1.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio.....	32
III.2.2 Rancho Packard.....	34
III.2.2.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio.....	36
III.3 Relación de las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	38
III.4 Relación de <i>Sargassum horneri</i> con organismos locales.....	40
III.4.1 Macroalgas.....	40
III.4.2 Macroalgas locales en Rincón de Ballenas.....	40
III.4.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard.....	42
III.4.3.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	44
III.4.3.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	48

CONTENIDO (continuación)

	Página
III.4.4 Macroalgas locales en Rancho Packard.....	52
III.4.5 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard.....	54
III.4.5.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	56
III.4.5.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	60
III.4.6 Macroinvertebrados bentónicos.....	64
III.4.7 Macroinvertebrados de Rincón de Ballenas.....	65
III.4.8 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas.....	66
III.4.8.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	67
III.4.9 Macroinvertebrados de Rancho Packard.....	71
III.4.10 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rancho Packard.....	72
III.4.10.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i>	74
IV. Discusión	79
IV.1 Variaciones en la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i>	79
IV.2 Variación de la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i> en función de las variables ambientales.....	82
IV.3 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales nativas.....	85
IV.4 Influencia de <i>Sargassum horneri</i> en la riqueza, diversidad y abundancia de las familias nativas de macroinvertebrados bentónicos.....	91
V. Conclusiones	94
VI. Literatura Citada	97

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>		Página
1	Ciclo de vida de <i>Sargassum</i> sp. (Pratt, 1999).	3
2	Morfología externa de <i>Sargassum horneri</i> . a) Rama lateral, b) Pneumatocistos, c) Hoja, d) Receptáculos, e) Estipe, f) Órgano de fijación (Umezaki, 1984).	4
3	(A) <i>Sargassum muticum</i> , pneumatocistos en racimos en forma esférica, y abundantes ramas laterales primarias. (B) <i>S. horneri</i> , pneumatocistos elongados y ramas espinosas alternadas (Miller <i>et al.</i> , 2007).	5
4	Localización del área de estudio	15
5	Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rincón de Ballenas y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.	19
6	Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rancho Packard y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.	19
7	Diseño de muestreo en donde los cuadros grises representan la Fase I del muestreo y los cuadros negros, la Fase II. Los cuatro cuadrados en el centro representan los cuatro cuadrantes permanentes.	20
8	Valores promedio de temperatura superficial del mar en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009–abril 2010.	27
9	Valores promedio de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009 – abril 2010.	28
10	Número de horas de exposición al aire promedio en Rincón de Ballenas durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).	29
11	Número de horas de exposición al aire en Rancho Packard durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).	30

LISTA DE FIGURAS (continuación)

<i>Figura</i>		Página
12	Variación temporal de la biomasa de <i>Sargassum horneri</i> de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.	31
13	Variación temporal de la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.	32
14	Abundancia promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.	33
15	Longitud promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.	34
16	Variación temporal de la biomasa de <i>Sargassum horneri</i> de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.	35
17	Variación temporal de la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.	36
18	Abundancia promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.	37
19	Longitud promedio de <i>Sargassum horneri</i> en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.	38
20	Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	43
21	Diversidad de especies de macroalgas en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	44
22	Biomasa promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	46

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
23	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	47
24	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son biomasa en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son biomasa en ausencia de <i>S. horneri</i> .	48
25	Abundancia promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	50
26	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia (P) y ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	51
27	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	52
28	Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	55
29	Diversidad de especies de macroalgas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	56
30	Biomasa promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	58

LISTA DE FIGURAS (continuación)

<i>Figura</i>		<i>Página</i>
31	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	59
32	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son biomasas en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son biomasas en ausencia de <i>S. horneri</i> .	60
33	Abundancia promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.	62
34	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rancho Packard en presencia (P) y ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	63
35	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	64
36	Número de familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	66
37	Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.	67
38	Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo.	69
39	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	70

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
40	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	71
41	Número de Familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	73
42	Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de <i>Sargassum horneri</i> en Rancho Packard durante los meses de muestreo.	74
43	Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos locales de Rancho Packard en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> durante los meses de muestreo.	76
44	Dendograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> .	77
45	Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de <i>Sargassum horneri</i> . Los puntos son abundancias en presencia de <i>Sargassum horneri</i> ; y las cruces son abundancias en ausencia de <i>S. horneri</i> .	78

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Clasificación de las profundidades del perfil de cada sitio de estudio, con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI).	18
II	Coefficientes de correlación entre la biomasa y la abundancia de <i>Sargassum horneri</i> , con las variables ambientales en Rincón de Ballenas. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.	39
III	Valores de correlación entre la biomasa y abundancia de <i>Sargassum horneri</i> y las variables ambientales en Rancho Packard. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.	39
IV	Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.	41
V	Biomasa anual de especies algales (valor promedio), registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	45
VI	Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	49
VII	Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.	53
VIII	Biomasa anual de las especies algales (valor promedio), registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	57
IX	Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	61

LISTA DE TABLAS (Continuación)

Tabla		Página
X	Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.	65
XI	Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rincón de Ballenas, en presencia- ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	68
XII	Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.	72
XIII	Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rancho Packard, en presencia- ausencia de <i>Sargassum horneri</i> .	75
XIV	Cambios en la talla promedio de <i>Sargassum</i> spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.	80
XV	Variables reportadas para <i>Sargassum horneri</i> en el continente Asiático y en Baja California, México.	82
XVI	Cambios en las variables biológicas de <i>Sargassum horneri</i> en respuesta a los cambios estacionales de temperatura superficial del mar (TSM) e irradiancia (PAR).	85
XVII	Variables biológicas (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.	88
XVIII	Variables biológicas (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.	89
XIX	Variación en la abundancia (valor promedio) de <i>Sargassum horneri</i> y las macroalgas nativas de Rancho Packard en el ciclo anual 2009-2010.	90

I. Introducción

I.1 Generalidades

El Orden Fucales (clase Phaeophyceae) representa uno de los grupos característicos de los litorales rocosos en las regiones frías y templadas de todo el mundo, y se le considera uno de los principales grupos de productores primarios en la zona intermareal (Barnes y Hughes, 1982). A este orden pertenecen 8 familias con cerca de 31 géneros, dentro de los cuales se encuentra *Sargassum*. Este género presenta 345 especies (Guiry y Guiry, 2007) que se encuentran distribuidas en los hemisferios norte y sur, con excepción del Ártico, predominan en zonas tropicales y subtropicales y muy pocas especies se extienden hasta las zonas templadas (Dawson, 1966; De Wreede, 1978; Bold y Wynne, 1985).

Las especies de *Sargassum* forman grandes mantos en la zona submareal (Pacheco-Ruíz y Zertuche-González, 1996), pero también se distribuyen en diferentes niveles de la zona intermareal y en pozas de marea, habitando principalmente sobre una gran diversidad de sustratos que incluyen rocas, caracoles y otras macroalgas (Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte, 1999). Ecológicamente, desempeñan un papel importante como productores primarios en los océanos, ya que proporcionan la energía necesaria a numerosos organismos que las consumen. Además de ser el primer eslabón en las tramas tróficas, tienen un papel importante en la organización espacial de las comunidades marinas, debido a que representan el hábitat de la fauna asociada a estas algas, sirviéndoles como sustrato y refugio (Dawes, 1998).

I.2 Características de *Sargassum horneri*

A lo largo de la costa noroccidental de Baja California se reconocen cinco especies de *Sargassum*: *S. agardhianum* J. Agardh, *S. palmeri* Grunow, *S. vizcainense*

Dawson, *S. muticum* (Yendo) Fensholt y *S. horneri* (Turner) C. Agardh (Aguilar-Rosas *et al.*, 1982).

La especie *S. horneri*, es un alga parda (Phaeophyceae) nativa de Asia, que se distribuye en Japón, Corea, Hong Kong, Taiwán y China (Tseng *et al.*, 1985). Crece sobre rocas a 2-3 m de profundidad y forma extensos bosques en áreas protegidas (Umesaki, 1984), esta especie puede llegar a medir de 3 a 5 m de altura (Choi *et al.*, 2008). *S. horneri* está bien adaptada para invadir y colonizar nuevas áreas, ya que presenta un rápido crecimiento oportunista y posee un potencial reproductivo muy elevado. Sus estructuras de flotación, pneumatocistos, permiten que los fragmentos a la deriva sean un medio efectivo de dispersión. Su ciclo de vida es del tipo haplobiéntico, diplóntico, monoico con receptáculos andróginos (Fig. 1). El término haplobiéntico se refiere a que tiene un estadio de vida, es decir, el ciclo está constituido por un talo haploide (Cocucci y Hunziker, 1994; MBARI, 2010), pero también es diplóntico, ya que este estadio de vida es diploide, o sea que tiene el doble número de cromosomas ($2n$) (MBARI, 2010). Finalmente es monoico con receptáculos andróginos porque el talo de vida libre posee los órganos reproductivos masculinos (anteridios) y femeninos (oogonios) encerrados en cavidades fértiles (conceptáculos) desarrollados sobre los receptáculos, de tal manera que un solo fragmento fértil es capaz de liberar una gran cantidad de reclutas (Miller *et al.*, 2007).

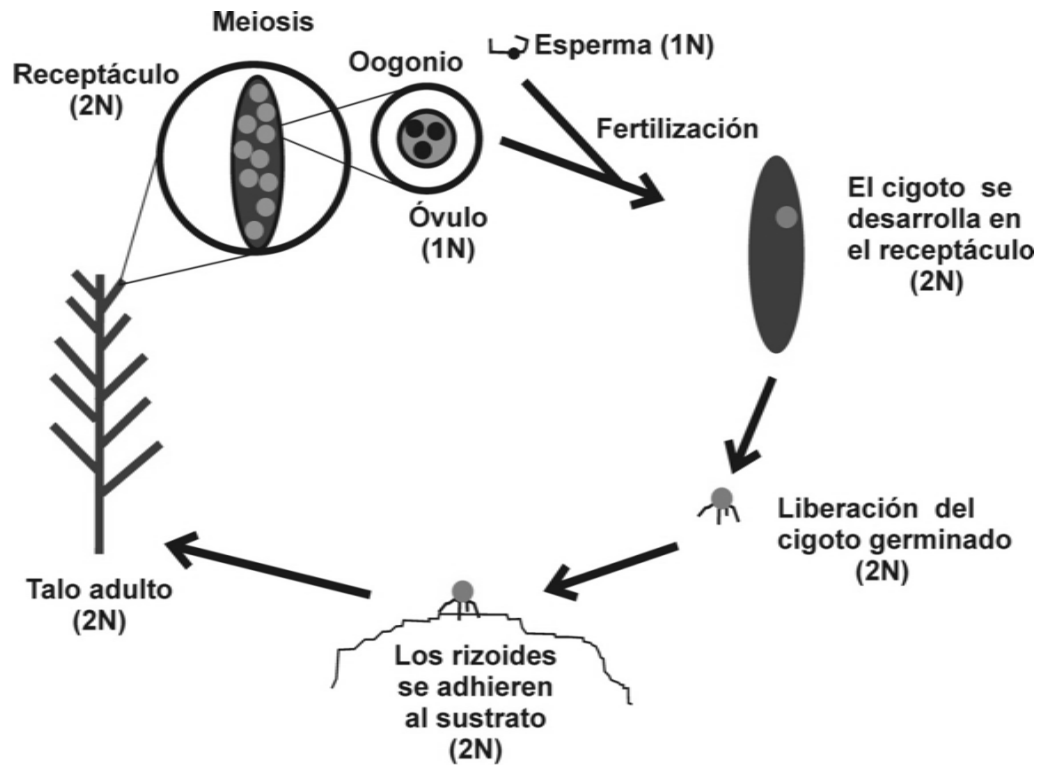


Figura 1. Ciclo de vida de *Sargassum* sp. (Pratt, 1999).

Actualmente el nombre científico válido aplicado a esta especie es *S. horneri* (Turner) C. Agardh. Sin embargo, el primer sinónimo nomenclatural de esta especie fue *Sargassum filicinum* (Harvey) (Uwai *et al.*, 2009). Morfológicamente, *S. horneri* se caracteriza por un disco basal (órgano de fijación) fuerte, del que parte un eje principal llamado estipe con numerosas espinas. El estipe se divide en abundantes ramas, la forma es de tipo arbustiva; presenta estructuras de flotación llamadas pneumatocistos o aerocistos, y su reproducción anual se realiza en las ramas terminales de estructuras llamadas receptáculos (Fig. 2).

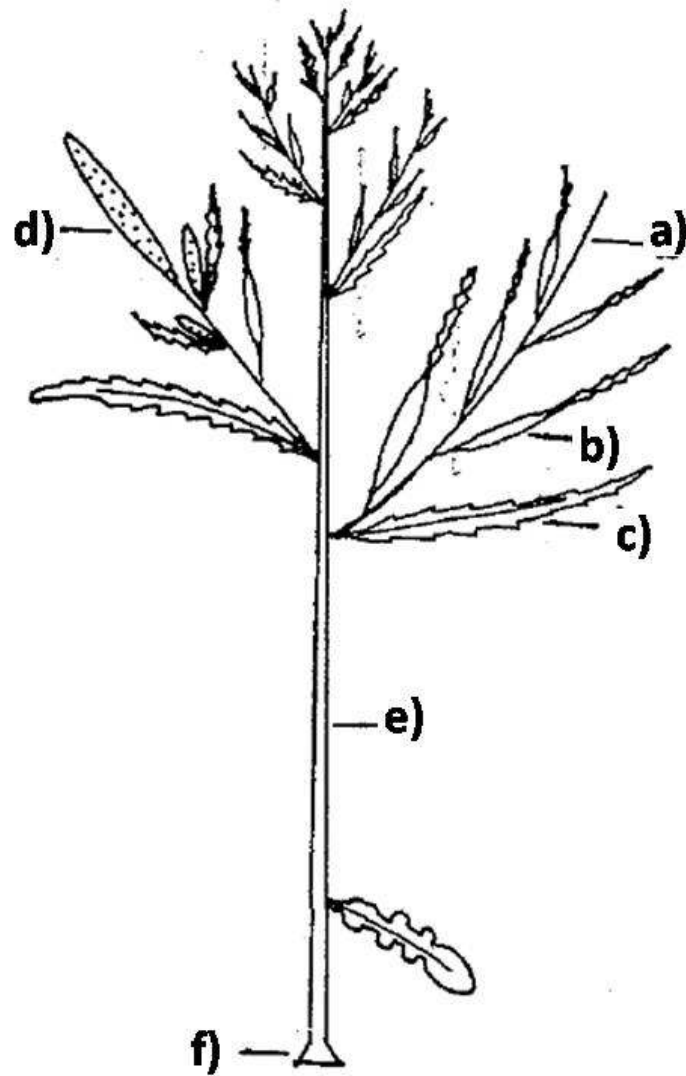


Figura 2. Morfología externa de *Sargassum horneri*. a) Rama lateral, b) Pneumatocistos, c) Hoja, d) Receptáculos, e) Estipe, f) Órgano de fijación (Umezaki, 1984).

La plasticidad fenotípica de las especies de *Sargassum* ocasiona problemas en su clasificación taxonómica (Paul-Chávez, 2005). Sin embargo, la principal característica para identificar a este género es por la forma de sus estructuras de flotación (Fig. 3), las cuales en *S. horneri* son alargadas y de forma elíptica, mientras que otras especies de *Sargassum* presentan pneumatocistos de forma esférica (Miller y Engle 2009).



Figura 3. (A) *Sargassum muticum*, pneumatocistos en racimos en forma esférica, y abundantes ramas laterales primarias. (B) *S. horneri*, pneumatocistos elongados y ramas espinosas alternadas (Miller *et al.*, 2007).

En general, las especies de *Sargassum* pueden acumular gran cantidad de biomasa debido a su rápido crecimiento vegetativo, de 0.75 a 32.8 mm/día aproximadamente (Yoshida *et al.*, 2001). Las características y mecanismos que le permiten a esta especie colonizar rápidamente nuevas áreas y dispersarse a grandes distancias son: una alta tasa de crecimiento y potencial reproductivo elevados que varían de acuerdo a la localidad y a la temperatura (Critchley, 1984) siguiendo un patrón estacional (Nicholson *et al.*, 1981), su capacidad de soportar amplias variaciones de salinidad y temperatura (Norton, 1981), la presencia de estructuras de flotación (pneumatocistos) llenas de aire que permiten una dispersión efectiva a grandes distancias de los fragmentos fértiles a la deriva, una porción basal perenne capaz de regenerar nuevas ramificaciones cuando las frondas se pierden, un fuerte disco basal (estructura de fijación) que le permite soportar condiciones adversas del medio tal como la acción del oleaje (Espinoza y Rodríguez, 1986; Espinoza, 1990), e incluso algunas especies tienen la capacidad de presentar plantas en estado reproductivo durante todo el año, permitiéndole mantener una dominancia ecológica en términos de biomasa y número de organismos (Aguilar-Rosas y Machado-Galindo, 1990; Espinoza, 1990).

I.3 Influencia de factores bióticos y abióticos

Las características físico-químicas del medio son un factor importante debido al impacto que pueden tener sobre la biodiversidad. Las comunidades bentónicas de algas están controladas en la distribución y la abundancia de sus especies por factores físico-ambientales tales como la luz, la salinidad, el movimiento del agua, la acción del oleaje, la temperatura y la disponibilidad de alimento, así como los factores bióticos tales como la competencia y la depredación (Lobban y Harrison, 1994).

La luz es un factor importante ya que proporciona la energía requerida para la fotosíntesis. El nivel de penetración de la luz en las aguas marinas define la zona eufótica, los cambios en su intensidad en función de la profundidad determinan los sitios en donde pueden crecer las algas (Dawes, 1986; Lobban y Harrison, 1994). Por otra parte, la influencia del oleaje es uno de los factores que determinan el tipo de población local que puede desarrollarse. Esto será función de la resistencia de dicha población a la intensidad y dinámica del oleaje. Por su parte, la temperatura ejerce una compleja influencia sobre el desarrollo de las algas y sobre sus procesos metabólicos y reproductivos, a tal nivel que las diferencias anuales de temperatura representan un factor definitivo en el desarrollo de ciertas especies y en su presencia o ausencia en ciertos lugares (Lobban y Harrison, 1994). Uno de los factores bióticos que influyen en la abundancia y estructura de las comunidades es la competencia. La competencia se da con base en la existencia de diferentes recursos limitantes, tales como el sustrato, la luz, los nutrientes y como resultado de las interacciones entre los individuos de diferentes (interespecífica) o de la misma especie (intraespecífica) (Begon *et al.*, 1986). Se ha observado que diversas especies de macroalgas tienden a adoptar formas de crecimiento que les permite aumentar la superficie de captación de luz, para optimizar el proceso de fotosíntesis. De la misma manera, la competencia por sustrato entre las algas afecta las tasas de reclutamiento de otros organismos bentónicos (Britton-Simmons, 2004). Las tasas de reclutamiento están íntimamente relacionadas con la capacidad de los organismos para ganar sustrato y determinan la cantidad de individuos de un área y el tipo de población dominante (Hutson, 1985; Hughes, 1986).

I.4 Especies introducidas

Una especie introducida es aquella especie que se encuentra fuera de su ámbito natural y que necesita sobrevivir a las limitaciones del ambiente que condicionan su capacidad reproductiva y, ser capaz de formar una población autoregenerativa para poder establecerse en un nuevo hábitat (Richardson *et al.*, 2000).

Numerosas especies no nativas se mueven diariamente quebrantando barreras biogeográficas naturales, avanzando extensivamente sobre un nuevo ambiente y superando las características que frenan su expansión y establecimiento. Si la especie introducida resulta dañina y pone en peligro la diversidad biológica nativa, esta especie introducida ahora es un “especie invasora”, por lo tanto, en la actualidad, la introducción de las especies es considerada la mayor causa de pérdida de diversidad biológica (Vitousek *et al.*, 1997).

I.5 Causa y efecto de la introducción de especies

La causa puede ser accidental o intencional. Un vector importante para la introducción de manera intencional es el comercio de especies exóticas, donde las especies introducidas pueden llegar a establecerse por la liberación intencional de organismos en un nuevo ambiente o especies que han sido transportadas a nuevas regiones escapan de su cautiverio y consiguen establecer poblaciones silvestres (Di Castri, 1989; Mooney y Cleland, 2001). Las introducciones accidentales ocurren cuando las especies son transportadas por vectores como embarcaciones, debido a los altos volúmenes de agua que intercambian en cada puerto en los tanques de lastre, al sedimento que acompaña al agua intercambiada y a los organismos que colonizan el exterior de los cascos de los barcos. Otros vectores incluyen, introducción de especies por medio de redes de pesca, equipo de buceo e incluso especies acompañantes de las especies introducidas en cuestión que son introducidas de manera colateral (Ashton y Mitchell, 1989; Ramakrishnan y Vitousek, 1989; Carlton y Geller, 1993).

Los efectos de las especies introducidas varían de manera espacial y temporal, y representan una amenaza a la biodiversidad global debido al impacto que tienen sobre las especies locales. Las especies introducidas afectan la estructura (composición de especies y su biomasa) (D' Antonio y Vitousek, 1992; Grosholz *et al.*, 2000; Dunstan y Johnson, 2004) y el funcionamiento del ecosistema (Nichols *et al.*, 1990; Carlton y Geller, 1993;) a través de la exclusión competitiva, la depredación, la introducción de patógenos, o incluso una reducción de la diversidad genética (Rahel, 2000) por medio de un flujo genético que lleva a un remplazo de los genotipos locales por los introducidos debido a sus ventajas numéricas o de aptitud biológica (Mooney y Drake, 1986; Berman *et al.*, 1992; Vermeij, 1996). Las características que suelen presentar las especies introducidas y que les proporcionan su éxito invasivo, son su ecología reproductiva, una alta tasa de crecimiento, la dispersión potencial y la capacidad de adaptación a diversos hábitats (Mooney y Drake, 1986).

I.6 Introducción de *Sargassum horneri*

A pesar de que esta especie es nativa del noroeste de Asia, no ha sido reportada como una especie invasora para las costas del Pacífico de Norteamérica, en dónde fue descubierta por primera vez como especie introducida en el puerto de Long Beach, California en el 2003 (Miller *et al.*, 2007). El modo de introducción de esta especie a California es desconocido, pero se cree que fue por medio de esporas pegadas a los cascos de buques comerciales o por transporte de embriones en el agua de lastre (Critchley *et al.*, 1990). En la costa de Baja California, *S. horneri* se descubrió en el año 2007 en la Bahía de Todos Santos (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007), dónde se cree que su introducción a Baja California esta correlacionada con el tráfico de buques comerciales, incluyendo grandes buques de carga Asiática, y los buques de cruceros turísticos que visitan el puerto de Ensenada desde el sur de California (Critchley *et al.*, 1990; Ribera y Boudouresque, 1995; Forrest *et al.*, 2000 y Casarrubias- García, 2001). Su introducción en la Bahía de Todos Santos puede ser resultado de la visita de botes recreativos como yates y veleros que llegan desde California, ya que este tipo de embarcación son considerados un vector potencial de la introducción y la Bahía es el principal destino de estos botes (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007).

I.7 Antecedentes

La introducción de especies no nativas, de forma accidental o intencionada, ha ido en aumento en las últimas décadas debido al aumento del turismo y del comercio a nivel mundial, ya que los buques de carga o embarcaciones turísticas son los principales vectores de invasiones marinas en el mundo (Boudouresque *et al.*, 1994). El éxito de cada especie introducida para establecerse en un nuevo hábitat y convertirse en una especie invasora, depende de las características de propagación y supervivencia de la especie; y de la susceptibilidad o resistencia de las especies nativas a una invasión (Ruiz *et al.*, 2000). Aunque no es una condición necesaria, las comunidades que han experimentado algún tipo de disturbio son más susceptibles a una invasión (Pimm, 1989). La probabilidad de una invasión exitosa ante un disturbio, parece depender de manera crucial de la magnitud y tipo de disturbio, del número de propágulos de las especies no nativas depositados en la comunidad en un año y de cuánto tiempo estuvo expuesta la comunidad a la importación de propágulos (Rejmánek, 1989)

I.7.1 Impacto de *Sargassum* sp como especie introducida

Los estudios sobre especies introducidas de *Sargassum* varían en cuanto al efecto que puedan provocar en un nuevo ambiente. Existen estudios en las costas intermareales (DeWreede, 1983; Viejo, 1997; Sánchez y Fernández, 2006; Buschbaum *et al.*, 2006; Harries *et al.*, 2007) en donde se han encontrado poco o ningún impacto de *Sargassum* sobre la flora y fauna local, y estudios realizados en hábitats submareales que indican un fuerte impacto sobre las especies locales (Ambrose y Nelson, 1982; Staehr *et al.*, 2000; Britton-Simmons, 2004). Sin embargo, Rejmánek (1989), Viejo (1997), Staehr *et al.*, (1998), y Britton-Simmons (2004), concluyeron que el impacto que pueda tener *Sargassum* no sólo depende del tipo de hábitat, sino también de la riqueza y abundancia de las especies locales. Mientras mayor sea la riqueza y abundancia, la comunidad será más estable y tendrá una mayor resistencia a la invasión (Rejmánek, 1989). De hecho, White y Shurin (2007) mostraron que una especie introducida de *Sargassum* fue menos abundante en las zonas con una alta diversidad de especies locales.

Estudios indican que las áreas colonizadas por especies introducidas de *Sargassum* presentan cambios con respecto a la flora local (Withers *et al.*, 1975; Ambrose y Nelson, 1982), observándose en dichas áreas cambios en la composición de especies, que implican el desplazamiento de algas locales, el incremento de algas epífitas filamentosas y gran acumulación de biomasa de algas a la deriva (Critchley *et al.*, 1990).

Las especies de *Sargassum* son capaces de crecer mucho más rápido que la mayoría de las algas, siendo así un fuerte competidor para la flora local (Steen y Rueness, 2004; Sánchez y Fernández, 2006). Otra característica que presentan estas especies, es que pueden mostrar un gran incremento en su biomasa y en el detritus del sistema que han invadido. Debido a su compleja estructura y las densas matas de las especies de *Sargassum*, también pueden tener efectos físicos sobre el medio ambiente local, tales como aumentar la sedimentación o reducir la disponibilidad de espacio, reducir la concentración de nutrientes u oxígeno disponibles y disminuir la penetración de la luz (Ambrose y Nelson 1982, Rueness 1989, Fernández *et al.*, 1990) comportándose como un auténtico “ingeniero del ecosistema” (Jones *et al.*, 1994, 1997). En otros trabajos como los de Connell (1971), Spright (1977) y Menge *et al.* (1985), se describe la relación existente entre la distribución, abundancia y riqueza de la fauna asociada a las macroalgas de los litorales rocosos y la heterogeneidad espacial, en donde las algas permiten el aumento en la complejidad del sustrato y propician una mayor diversidad de organismos.

Britton-Simmons (2004) indica que una especie introducida de *Sargassum* es capaz de desplazar especies locales del dosel y reducir su abundancia en aproximadamente un 75%, e incluso de reducir la irradiancia hasta en un 95% en los cinco centímetros superiores del dosel. En cuanto a la concentración de nutrientes, Pedersen *et al.* (2005) indica que *Sargassum* sp. es capaz de alterar el ciclo de nutrientes, provocando cambios en la regeneración de estos debido a su rápida descomposición.

Otros estudios han demostrado que estas especies presentan características oportunistas (Cosson, 1999). Tweedley *et al.* (2008) indican que *Sargassum* puede invadir los lechos de pastos marinos como los de *Zostera marina*, que sirven como zonas importantes de cría para peces e invertebrados marinos, concluyendo que cuando *Sargassum* sp. se instala en un área previamente colonizada por *Z. marina*, interfiere con la regeneración de ésta.

La morfología de *Sargassum* puede proporcionar un hábitat tridimensional para muchas algas epífitas y para la epifauna (Bjaerke y Fredriksen, 2003). Los estudios han demostrado que la introducción de *Sargassum* ha provocado un aumento en la abundancia de la epifauna (Wernberg *et al.*, 2004). En los trabajos de Buschbaum (2005) y Buschbaum *et al.* (2006), encontraron que el número de especies asociadas a una especie introducida de *Sargassum* fue mucho mayor que en otras macroalgas. Pedersen *et al.* (2005), Sánchez *et al.* (2005) y Buschbaum *et al.* (2006) concluyeron que *Sargassum* puede aumentar la productividad local, aumentando la heterogeneidad del hábitat al proporcionar cobertura para la fauna local.

Sin embargo, los estudios sobre la relación entre especies introducidas y la fauna local son contradictorios. Por ejemplo, estudios experimentales y observacionales han demostrado relaciones negativas entre el número de taxones locales y la introducción de *Sargassum* (Stachowicz *et al.*, 1999, 2002; White y Shurin, 2007). Por otra parte, Britton-Simmons (2004), encontró que el erizo verde *Strongylocentrotus droebachiensis* se vio afectado de manera indirecta cuando su alimento, que son las algas pertenecientes a los géneros *Laminaria*, *Alaria* y *Nereocystis*, disminuyó su abundancia debido a la competencia con una especie introducida de *Sargassum*.

I.7.2 Estudios relacionados con *Sargassum horneri*

En Asia, *S. horneri* tiene un alto valor ecológico al ser uno de los principales miembros de la flora de la zona intermareal que brinda un hábitat adecuado para grupos de animales marinos que viven en ellas, además de tener una importancia comercial como fertilizante y fuente de ácido algínico (Trono, 1998; Quang y Huu, 1998; Wu,

1998) esta especie es utilizada como ingrediente de ensaladas del consumo humano (Gil *et al.*, 2008). Dada su importancia comercial, muchos estudios realizados en Asia se basan en experimentos para observar crecimiento y maduración de esta especie en laboratorio.

Uchida y Arima (1993), realizaron un experimento con 2 poblaciones de *S. horneri* para observar su respuesta de crecimiento ante factores ambientales, como temperatura y fotoperiodo, y concluyeron que *S. horneri* en Corea tiene diferencias fisiológicas con *S. horneri* de Japón, además de que ambas poblaciones difieren en su estado de germinación y crecimiento de su estado adulto en diferentes estaciones del año.

Los estudios en Corea de Choi *et al.* (2003) y Pang *et al.* (2009), revelan que las poblaciones de *S. horneri* alcanzan su madurez a finales de la primavera y principios de verano, llegan a la senectud durante el otoño e invierno y presentan nuevas plántulas a finales del invierno y principios de la primavera; muy diferente a los estudios de Umesaki (1984) y Uchida y Arima (1993) en Japón, los cuales revelan que poblaciones de *S. horneri* alcanzan su madurez a principios de la primavera, llegan a la senectud a finales de primavera y principios de verano, y germinan nuevos individuos a finales de verano y principios de otoño, presentando las nuevas plántulas a finales de otoño y principios de invierno.

Umesaki (1984), en el campo observó que *S. horneri* alcanza su madurez a temperaturas entre los 11.6–15.2 °C, mientras que Kawamoto y Tomiyama (1968) en un experimento de laboratorio observaron el pico de madurez a temperaturas entre los 19 y 24 °C, valores que son mucho más altos que los observados en el campo. Yoshida *et al.* (2001), concluyeron que *S. horneri* exhibe cierta tendencia estacional en su maduración y crecimiento a lo largo del gradiente latitudinal de su distribución y que estas diferencias se deben al gradiente de temperatura e intensidad de luz que existe en las aguas costeras. Así, Yoshida *et al.* (2001) en Corea (35° 47' N, 129° 29' E) reportan un crecimiento óptimo de la especie a temperaturas de entre 20-25 °C, mientras que Choi *et al.* (2008) en Japón (34° 20' N, 132° 20' E y 34° 00' N, 132° 40' E) reportan un

crecimiento óptimo a temperaturas de entre 10-25 °C e irradiancia de 20 a 80 $\mu\text{m m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de fotones, mientras que Pang *et al* (2009) reporta un crecimiento óptimo a 12.2 °C y 600 $\mu\text{m m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de fotones en un experimento de laboratorio.

En el Pacífico mexicano, *S. horneri* fue descubierta por primera vez en California, EUA en el 2003, pero no fue reportada hasta el 2007 por Miller *et al*. En este reporte mencionan que se encontraron por primera vez 30 organismos pertenecientes a esta especie (0.3-1.5 m de talo) en el norte de la Isla Santa Catalina, California y la mayoría eran ejemplares maduros que presentaban receptáculos. En un estudio reciente, Miller y Engle (2009) realizaron el seguimiento de esta especie en la misma isla durante un ciclo anual y reportan que *S. horneri* se había esparcido rápidamente en el extremo oeste de la isla. Durante abril del 2007 observaron especímenes adultos a la deriva en el sur de la isla, en mayo y julio del 2007 reportaron ausencia de esta especie en el lado este de la isla, mientras que en octubre del mismo año, reportan la mayor cantidad de organismos juveniles encontrados tanto en el lado este como el lado oeste de la isla.

En México, esta especie se encontró por primera vez en Baja California en el 2005; y fue reportada en el 2007 por Aguilar-Rosas y colaboradores y en este estudio encontraron poblaciones de *S. horneri* creciendo en la zona intermareal y submareal de Rancho Packard en la Bahía de Todos Santos durante el otoño. Los individuos que se encontraron tenían entre 30 y 80 cm de longitud, creciendo entre los 2-6 m de profundidad, fijos al sustrato rocoso. Aún no se tiene conocimiento del efecto ecológico que pueda tener *S. horneri* en la zona intermareal rocosa de Baja California, México. Esta falta de información motivó este estudio, que busca describir la variación de la biomasa y la abundancia de esta especie y los posibles cambios que su presencia promueve en la comunidad de macroalgas y macroinvertebrados de dos localidades de la zona intermareal rocosa de Baja California, México: Rincón de Ballenas y Rancho Packard.

Las hipótesis a probar en este estudio son que: a) las variaciones ambientales a lo largo del año determinan cambios en la biomasa y la abundancia de *S. horneri*; b) la variación de la biomasa y de la abundancia de *S. horneri* determina cambios en la

composición y abundancia de las comunidades locales de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos.

I.8 Objetivos

I.8.1 Generales:

Describir la variación estacional de la biomasa y la abundancia de la especie introducida *S. horneri*, determinar si su presencia modifica la estructura de la comunidad de macroalgas y macroinvertebrados en Rincón de Ballenas y Rancho Packard, e identificar las variables ambientales que pudieran favorecer su permanencia en la zona intermareal de Punta Banda, Baja California.

I.8.2 Particulares (para cada sitio):

1. Medir la biomasa y abundancia de la especie *S. horneri* y las macroalgas nativas en las cuatro estaciones del ciclo anual.
2. Medir la abundancia de los macroinvertebrados asociados a *S. horneri* y a las macroalgas nativas en las cuatro estaciones del año.
3. Describir la estructura de la comunidad de macroalgas e invertebrados nativos utilizando medidas unimodales de la comunidad (biomasa, abundancia, riqueza, diversidad).
4. Conocer las variaciones estacionales en la temperatura superficial del agua y en la radiación fotosintéticamente activa (PAR) durante las cuatro estaciones del año.
5. Determinar las horas de exposición al aire a lo largo de los dos transectos ubicados en cada uno de los sitios de colecta, durante las cuatro estaciones del año.
6. Correlacionar las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*.
7. Comparar la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, con la estructura poblacional de las macroalgas locales y los macroinvertebrados asociados.

II. Material y Métodos

II.1 Descripción del área de estudio

La Bahía Todos Santos se encuentra localizada a una distancia de aproximadamente 130 km al sur de la frontera México-Estados Unidos, sobre la costa noroeste de la Península de Baja California, entre los $31^{\circ} 43'$ y $31^{\circ} 54'$ N y los $116^{\circ} 36'$ y $115^{\circ} 49'$ W. La Bahía de Todos Santos limita al norte con Punta San Miguel, al sur con Punta Banda, al oeste con Islas de Todos Santos y al este con la Cd. de Ensenada (Fig. 4).

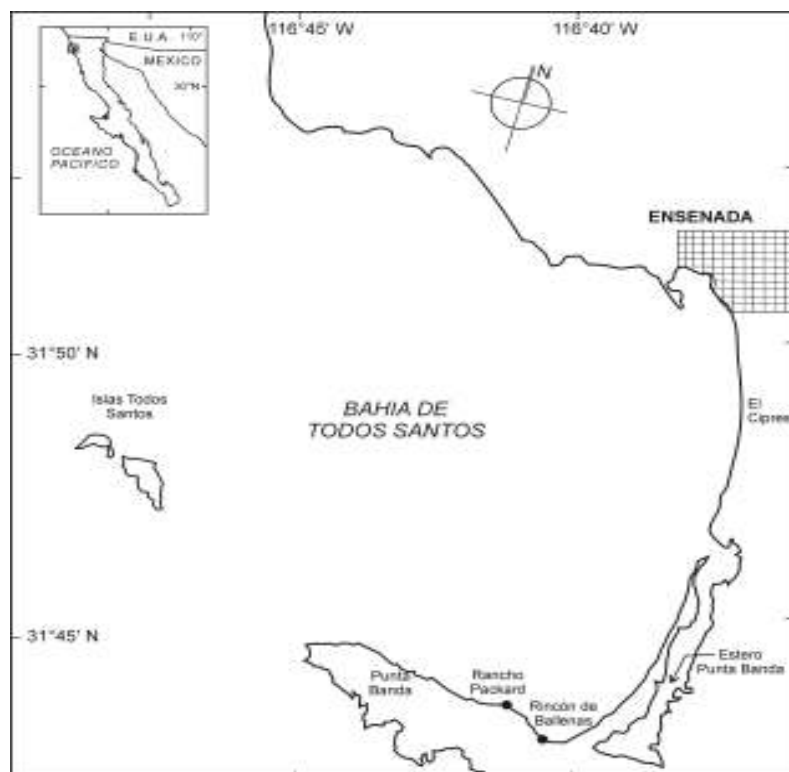


Figura 4. Localización del área de estudio

La Bahía de Todos Santos tiene un área aproximada de 180 km² y dos conexiones al mar abierto: la boca norte de 12 km de ancho y la boca sur de 6 km de ancho. La boca norte tiene una profundidad máxima de 40 m, aunque contiene bajos de hasta 10 m de profundidad, mientras que la boca sur alcanza profundidades de hasta 300 m en el Cañón de Punta Banda. La bahía es de aguas poco profundas donde el 75% de su área presenta una profundidad promedio menor a los 50 m, con bajos de hasta 6 m. El restante 25% corresponde al Cañón de Punta Banda que se encuentra en la zona sur paralelo a la Península de Punta Banda (Álvarez-Millán, 2002).

El clima que predomina es de tipo Mediterráneo, con inviernos lluviosos y veranos cálidos y secos. La temperatura superficial anual oscila entre 11°C en febrero y un máximo de 22°C en agosto y septiembre. Este cambio de temperatura en diferentes épocas del año se debe a las diferentes condiciones oceanográficas y atmosféricas que influyen en la bahía y que se describen a continuación. La influencia de agua fría subsuperficial dentro de la bahía se origina por el transporte de agua que aflora por los eventos de surgencia, los cuales se intensifican en primavera y verano (Álvarez Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Gómez-Valdez, 1983; Mancilla-Pérez y Martínez, 1991) y por la corriente de California (Gómez y Velez, 1982). La circulación superficial de la bahía, determinada a partir de la distribución horizontal de temperatura y salinidad, presenta corrientes controladas por el esfuerzo y dirección del viento (Argote *et al.*, 1991). El sistema de vientos en la bahía se debe a las características fisiográficas de la región. El viento promedio de las islas de Todos Santos presenta una componente noroeste y sopla con el doble de velocidad que en la parte interna de la Bahía. Durante el invierno soplan con una máxima intensidad de 7.5 m.s⁻¹ y en la primavera descienden hasta 3.3 m.s⁻¹ (Pavía y Reyes, 1983). Estos vientos son interrumpidos durante el otoño y a principios del invierno, por vientos cálidos y secos llamados “vientos de Santa Ana”, provenientes del oeste de los Estados Unidos, que atraen vientos del este y noreste hasta el sur de California y norte de Baja California, a una velocidad de 35 nudos (18 ms⁻¹) aproximadamente (Espinoza-Carreón *et al.*, 2001).

La costa de Baja California puede presentar condiciones de surgencia todo el año, y el área de Punta Banda se considera representativa, ya que muestra una capa de

mezcla que sobrepasa los 30 m de profundidad. El efecto principal causado por las surgencias es la fertilización de aguas superficiales, por medio de aportes de agua fría y profunda, rica en nutrimentos (Peña-Manjares, 2001).

La península de Punta Banda, está formada por rocas volcánicas formadoras de altos cantiles cortados casi verticalmente, interrumpidos sólo localmente por playas constituidas de cantos rodados, que va desde Rincón de Ballenas hasta Tres Hermanas (Plaza-Flores, 1979; Baca-Chacón, 1981; Ulloa-Torres, 1989).

Los dos sitios de muestreo, Rincón de Ballenas y Rancho Packard, se ubican en la costa protegida de Punta Banda (Fig. 4) y se caracterizan por tener una costa irregular y rocosa, predominando la roca maciza en Rancho Packard y los cantos rodados en Rincón de Ballenas (Cruz-Colín y Cupul-Magaña, 1997).

II.2 Diseño del muestreo

Los muestreos se realizaron de manera estacional con el propósito de cubrir un ciclo anual, cada estación del año estuvo representada por dos meses. Así, para representar las condiciones de primavera, se colectaron muestras durante marzo y abril de 2010; para el verano se colectó en junio y julio de 2009; para otoño en octubre y noviembre de 2009; y para las condiciones de invierno se colectaron muestras en diciembre 2009 y enero 2010. Cada una de las localidades seleccionadas se muestreó durante los días en los cuales se presentó la marea baja de mayor amplitud, para un total de 8 muestreos entre junio de 2009 y abril de 2010.

Considerando que primero se necesita conocer el sitio de estudio, se llevó a cabo un muestreo prospectivo durante el mes de marzo del 2009 en condiciones de marea baja. Los dos sitios de muestreo se eligieron considerando la presencia de *S. horneri* y la facilidad de acceso al sitio, eligiendo Rancho Packard porque es el sitio en donde se registró por primera vez esta especie (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007) y Rincón de Ballenas por ser el sitio en donde se ha observado esta especie después del primer reporte, a pesar de la diferencia de sustrato con respecto a Rancho Packard.

Para caracterizar cada uno de los sitios de colecta, con la ayuda de un topógrafo se eligieron dos puntos sobre la línea de costa, uno a cada extremo del sitio, tratando de cubrir al máximo, la variabilidad existente. Estos puntos se marcaron con varillas y se geoposicionaron, y a partir de ellos se instalaron los transectos perpendiculares a la línea de costa para hacer las colectas de material.

La metodología que se utilizó es un método de transecto en línea, sistemático y sin reemplazo. En cada uno de los dos puntos identificados en cada sitio se extendió una cuerda de 10 m de largo en sentido perpendicular a la línea de costa. Esto no sólo facilitó la posterior localización del transecto, sino que al cubrir horizontalmente el área de estudio, se logró determinar la variabilidad batimétrica del sitio de estudio. Se establecieron 2 transectos por localidad con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), ya que los registros de marea que se tienen están tomados a este nivel. A lo largo de cada transecto se registraron diferentes profundidades, para un mejor manejo de los resultados, las profundidades de cada transecto se acomodaron en cuatro rangos a los que nombramos “niveles”, de acuerdo con el cambio en la profundidad del perfil de cada sitio (Tabla I y Fig. 6).

Tabla I. Clasificación de las profundidades del perfil de cada sitio de estudio, con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI).

	Rincón de Ballenas	Rancho Packard
Nivel I	-0.2m ó superior	+0.5m ó superior
Nivel II	-0.3 a -0.4 m	+0.4 a +0.3 m
Nivel III	-0.5 a -0.6 m	+0.2 a 0 m
Nivel IV	-0.7 a -0.8 m	-0.1 a -0.2 m

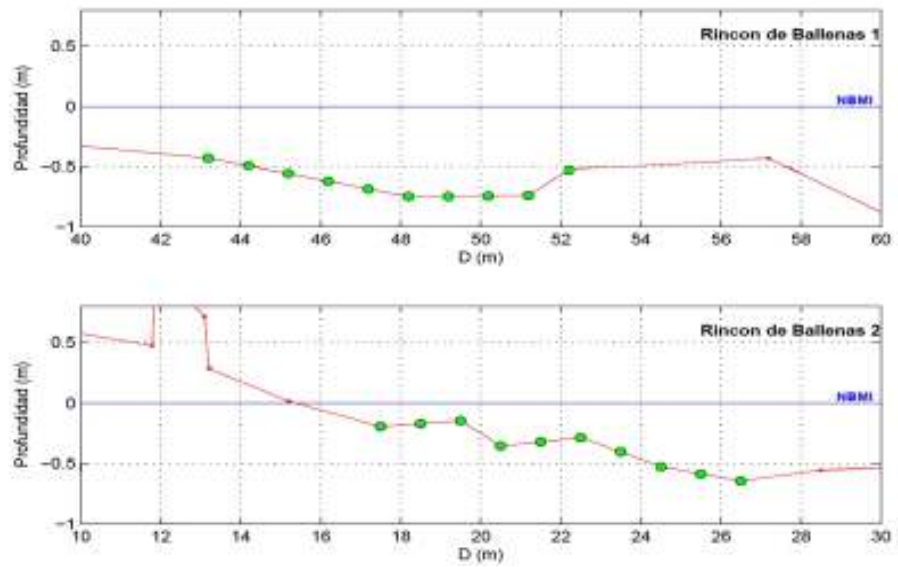


Figura 5. Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rincón de Ballenas y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.

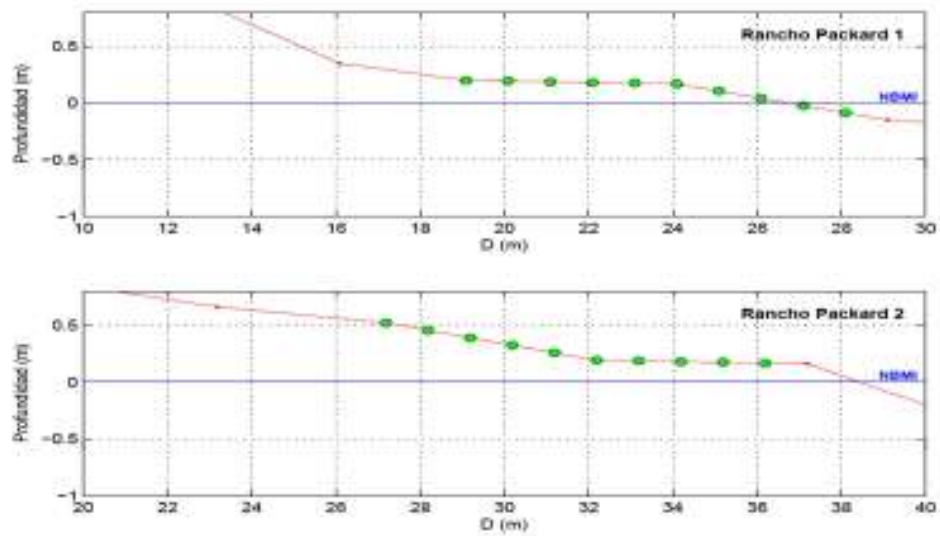


Figura 6. Imagen de la ubicación de los transectos (línea punteada) en línea dentro del perfil de Rancho Packard y su distancia (D) desde la costa con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI) Los puntos muestran la ubicación de cada uno de los cuadrantes muestreados.

II.3 Trabajo de campo

Para realizar las colectas de material, a lo largo de cada transecto se extendía una cuerda marcada cada medio metro teniendo 20 puntos a muestrear en cada transecto, por estación del año. Los muestreos se realizaron en dos fases: en la primera salida de campo de cada estación del año, se colocó un cuadrante de 0.25m^2 a cada metro de los transectos, teniendo un total de 10 puntos a muestrear en cada transecto (Fase I). En el siguiente mes, Fase II, los cuadrantes se colocaban en los otros 10 puntos de cada transecto que no habían sido muestreados (Fig. 7). De esta manera, se buscaba tener un tamaño de muestra que reflejara la variabilidad estacional al tener dos muestreos por estación, y reducir los errores asociados al muestreo al coleccionar en la primera fase todo lo encontrado dentro del cuadrante.

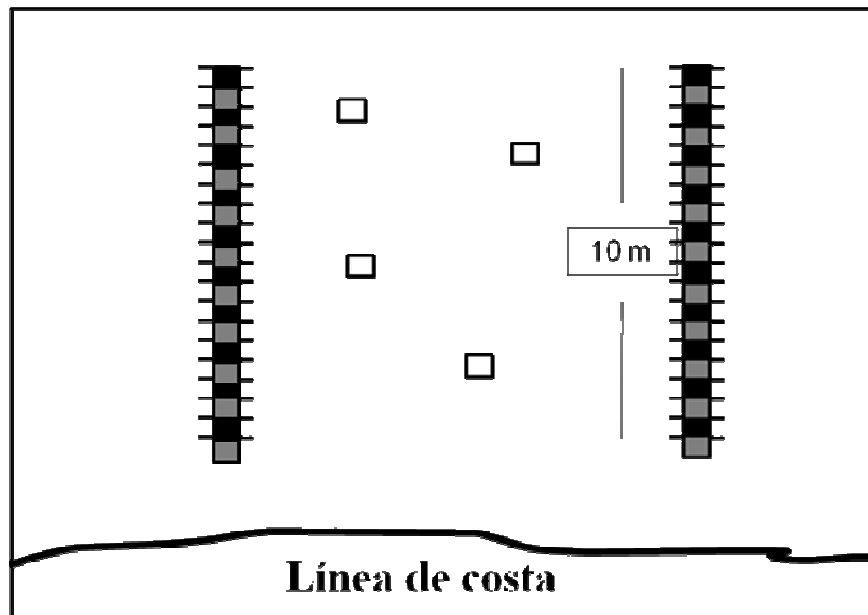


Figura 7. Diseño de muestreo en donde los cuadros grises representan la Fase I del muestreo y los cuadros negros, la Fase II. Los cuatro cuadrados en el centro representan los cuatro cuadrantes permanentes.

De manera adicional, en el primer muestreo, en cada sitio de colecta, se tomaron 4 cuadrantes (0.25m^2) al azar, los cuales fueron geoposicionados para su posterior localización y permanencia durante todo el estudio (Fig. 7). En cada uno de ellos se registró la presencia-ausencia, el número de individuos y la talla de *S. horneri* por época del año. Para obtener la talla, se midió la longitud máxima de cada talo, desde el disco de fijación hasta el ápice del estipe para evaluar el crecimiento de esta especie. También se tomaron registros (observación) del material de arribazón de *S. horneri* encontrado y la época en la cual se le encontró para obtener información sobre la permanencia de esta especie durante el año.

La colecta de especímenes fue destructiva y realizada de acuerdo a la metodología propuesta por De Wreede (1985), considerando como muestra todos los macroinvertebrados y macroalgas que se encontraban dentro de cada cuadrante. Las macroalgas se arrancaban del substrato con las manos, mientras que los macroinvertebrados se desprendían del substrato con la ayuda de una espátula. Las macroalgas se colocaban en bolsas de polietileno, previamente etiquetadas y se congelaban a -5°C hasta su procesamiento en laboratorio. Los macroinvertebrados se preservaban en frascos con formol al 10% para su posterior identificación en el laboratorio. Todos los especímenes se transportaban al Laboratorio de Ecología Vegetal Bentónica del CICESE.

II.4 Variables ambientales

Los datos de temperatura superficial del mar (TSM), y Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) se obtuvieron del satélite Ocean Color de la NASA(<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/seadas/>) que usa el sensor MODIS, con resolución espacial de 4 km. Se bajaron los promedios mensuales de mayo de 2009 a mayo de 2010. Debido a la cercanía de los sitios de estudio, los datos satelitales de temperatura y radiación fotosintéticamente activa, son los mismos para ambos sitios.

Las horas de exposición al aire se calcularon tomando en cuenta la altura de cada punto en el nivel de playa, referida al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), y la

tabla de predicción de mareas, también referida al NBMI. Se sumaron las horas en las que el nivel del mar era menor que la altura del punto de interés (C. Nava, Departamento de Mareografía, CICESE). Este cálculo se realizó para cada estación del año, por sitio.

II.5 Trabajo de laboratorio

II.5.1 Material algal

El material colectado se transportó al laboratorio, en donde se lavó con agua dulce y se separó del material adherido. La identificación taxonómica a nivel especie se llevó a cabo en el Laboratorio de Taxonomía de Algas del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California, siguiendo los procedimientos usuales de laboratorio descritos por González-González y Novelo-Maldonado (1986). Las claves utilizadas en la determinación de las especies fueron las siguientes: Dawson (1944, 1946, 1950a, 1950b, 1953, 1954, 1960a, 1960b, 1961, 1963a, 1963b); Taylor (1945); Hollenberg y Dawson (1961); Abbott y Hollenberg (1976).

Cada una de las especies se colocó en placas hechas de papel aluminio y se secó en un horno a 60° C durante 24 hrs hasta alcanzar su peso constante. Posteriormente se pesó en una balanza granataria (precisión ± 0.1 g) con el fin de obtener el peso seco de cada especie.

II.5.2 Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados colectados se lavaron con agua dulce y se preservaron con alcohol etílico al 70% en frascos de vidrio debidamente etiquetados. La identificación de los organismos de este trabajo se realizó a nivel de familia. Para la clasificación se utilizaron las guías taxonómicas de Smith y Carlton (1975); Behrens (1980); Brusca (1980); Kozzloff (1983); Abbot (1991); Blake *et al.* (1995, 1997); Scott *et al.* (1996); Blake y Scott (1997, 1998) y Coan *et al.* (2000).

II.6 Análisis de datos

Se calcularon los valores promedios por sitio (Rincón de Ballenas y Rancho Packard), por profundidad (Niveles I-IV) y, por mes (junio 2009-abril 2010), de las variables biológicas: biomasa de macroalgas y, abundancia de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos. Las variables biológicas fueron expresadas por metro cuadrado, para lo cual se multiplicó el valor obtenido en cada cuadrante por cuatro. Los valores de biomasa de las macroalgas se expresaron como g peso seco m^{-2} y la abundancia se expresó como el número de individuos de la especie m^{-2} . La abundancia de los macroinvertebrados se determinó como el número de individuos de cada familia m^{-2} (Dawes, 1986). También se obtuvieron los promedios mensuales para cada una de las variables ambientales con la finalidad de caracterizar la región de estudio.

II.6.1 Biomasa y abundancia de *Sargassum horneri*

Debido que los datos de biomasa y abundancia de *S. horneri* no presentaron una distribución normal (Kolmogorov-Smirnov, $P < 0.01$), se decidió utilizar estadística no-paramétrica. Para determinar si existía diferencia estadísticamente significativa entre los dos sitios, se aplicó la prueba U de Mann -Whitney entre 2 muestras independientes bajo la hipótesis nula: La biomasa y la abundancia de *S. horneri* en Rincón de Ballenas es similar a la encontrada en Rancho Packard. Para descartar diferencias debido a la profundidad en ambos sitios, se aplicó un ANOVA de una vía, prueba de Kruskal-Wallis para probar la hipótesis nula: No existen diferencias significativas entre los niveles de profundidad I-IV de Rincón de Ballenas y los niveles de profundidad I-IV de Rancho Packard.

En cada sitio de estudio se realizaron pruebas de significancia tanto espaciales (niveles de profundidad I, II, III y IV) como temporales (meses de muestreo). Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre los valores de biomasa y abundancia en función de la profundidad y mes de muestreo se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis. Se buscaba probar las siguientes hipótesis nulas: La biomasa y la abundancia de *S. horneri* es similar en las cuatro profundidades del sitio y, las

variables biológicas medidas de *S. horneri* son similares en los diferentes meses de muestreo.

En todas las pruebas estadísticas el nivel de significancia fue del 5% ($\alpha = 0.05$) y se realizaron utilizando el programa STATISTICA versión 7 (2002) para Windows.

II.6.2 Relación de variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*

El análisis de datos entre las variables de *S. horneri* (biomasa y abundancia), y las variables ambientales (temperatura, radiación fotosintéticamente activa y las horas de exposición al aire), se realizó mediante un análisis de correlación no paramétrica de Spearman (Zar, 1996) con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$, utilizando el programa STATISTICA versión 7 (2002) para Windows.

II.6.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales locales

Para estudiar la estructura de la comunidad, en términos de diversidad, se calculó la riqueza específica (S) presente en cada sitio, así como la riqueza en presencia y ausencia de *S. horneri*. Los valores de diversidad se calcularon para cada sitio, en presencia y ausencia de la especie introducida utilizando el índice de Shannon-Wiener que estima la diversidad a partir del número de individuos colectados.

Se utilizó un análisis de similitud ANOSIM para determinar si la biomasa y abundancias de las especies algales diferían significativamente: 1. entre los niveles de profundidad del perfil de cada sitio, 2. entre los diferentes meses de muestreo, y 3. en presencia-ausencia de *S. horneri*. El ANOSIM es una prueba basada en permutaciones que realiza comparaciones dentro de los grupos de muestras, análoga a ANOVA (análisis de varianza). En este caso se calcula un estadístico global R (análogo al F en ANOVA). Para determinar si las diferencias estadísticamente significativas existen entre todos los grupos, éste debe variar entre -1 y +1 (Clarke y Warwick, 1994).

Se generó una matriz de similitud de Bray–Curtis usando la biomasa y abundancias relativas, transformadas mediante raíz cuadrada, de las especies encontradas en cada sitio en presencia-ausencia de *S. horneri*, durante los meses de estudio. Con base en esta matriz se aplicó un análisis de agrupamiento Cluster y un análisis de ordenación de ajuste multidimensional no paramétrico (N-MDS). El dendrograma (Cluster) fue construido utilizando el método jerárquico aglomerativo con los valores de biomasa y abundancia para desarrollar subgrupos significativos, asociados por época del año, y asociados con base en la presencia y ausencia de la especie introducida *S. horneri* (Hair *et al.*, 1999). El método de ordenación de ajuste multidimensional (N-MDS) fue utilizado para representar gráficamente las similitudes entre muestras. El índice de asociación utilizado para este análisis fue el índice de similitud Bray-Curtis que permite, a través de las transformaciones, equilibrar la contribución de especies más o menos abundantes y de mayor o menor biomasa. Los valores de estrés que aparecen en cada una de las ordenaciones indican el grado de confiabilidad de la representación de similitud entre las muestras de su espacio original (multidimensional) al espacio reducido (MDS-2 dimensiones). Un nivel de estrés de 0.05 a 0.1 corresponde a una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación, un nivel de stress de entre 0.2 a 0.3, corresponde a una interpretación potencialmente útil; sin embargo, a este nivel de stress es necesario la aplicación de una técnica alternativa como el análisis de agrupamiento (Clarke y Warwick, 1994).

II.6.4 Influencia de *Sargassum horneri* en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos

La comunidad de macroinvertebrados se caracterizó en función de la presencia y ausencia de *S. horneri*. Para evaluar la significancia estadística de la abundancia de los macroinvertebrados de cada profundidad del perfil, de cada sitio, durante un ciclo anual, se aplicó un análisis de similaridad ANOSIM con un nivel de significancia $\alpha=0.05$. Este mismo análisis se utilizó para describir la estructura de la comunidad en cuanto a la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos en presencia y ausencia de la especie introducida. Se aplicó un análisis de agrupamiento y un análisis de ordenación de ajuste multidimensional no paramétrico (N-MDS) a la matriz de similaridad de Bray-Curtis de

datos transformados mediante raíz cuadrada para observar grupos significativos asociados por las variables espacio-temporales y, la presencia-ausencia de *S. horneri*.

Cuando no se encontraron diferencias significativas entre los niveles de profundidad, éstos se unieron y se calcularon sus estadísticas descriptivas, esto con el fin de aumentar el poder de los análisis estadísticos (Minchinton y Bertness, 2003). Todos los análisis univariados y multivariados, tanto de macroalgas como de macroinvertebrados, se realizaron utilizando el programa PRIMER v. 6.0. (Plymouth Marine Laboratories, UK).

III. Resultados

III.1 Variables ambientales

III.1.1 Temperatura Superficial del Mar (TSM)

La temperatura superficial del mar varió entre un máximo de 21.1°C que fue registrado en septiembre de 2009 y un mínimo de 15.5°C, valor registrado en los meses de marzo y abril del 2010 (Fig. 8).

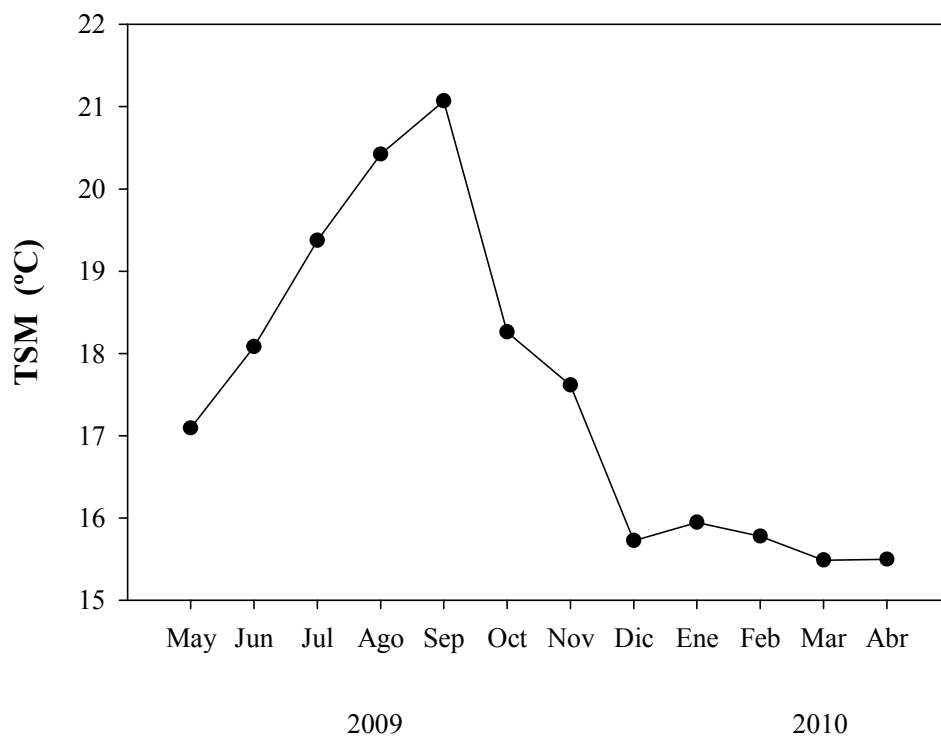


Figura 8. Valores promedio de temperatura superficial del mar en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009–abril 2010.

III.1.2 Radiación fotosintéticamente activa (PAR)

La radiación varió entre 22.8 y 55.2 mol m⁻² día⁻¹. Los valores máximos de radiación, 55.2 y 54.7 mol m⁻² día⁻¹ se registraron en los meses de junio y julio del 2009 respectivamente, mientras que la radiación mínima, 22.8 y 23 mol m⁻² día⁻¹ se registraron en los meses de diciembre del 2009 y enero del 2010, respectivamente (Fig. 9).

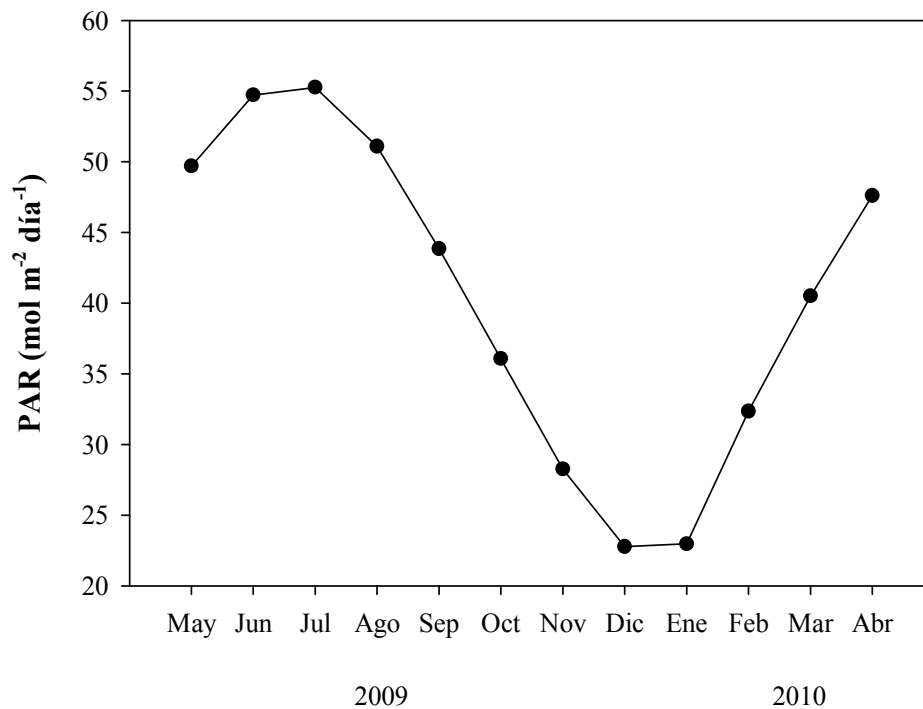


Figura 9. Valores promedio de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) en los sitios de estudio a lo largo de un ciclo anual, mayo 2009 – abril 2010.

III.1.3 Horas de exposición al aire

Durante la temporada de muestreo, en Rincón de Ballenas, el número de horas de exposición al aire fue de 77 ± 0 horas, en comparación a las horas de exposición en Rancho Packard que fue de 685 ± 53 horas, siendo este último valor diez veces mayor.

En Rincón de Ballenas, el número promedio de horas de exposición al aire, en los niveles de profundidad analizados, fue mayor durante el invierno, 71 horas, que en el otoño, 21 horas (Fig. 10).

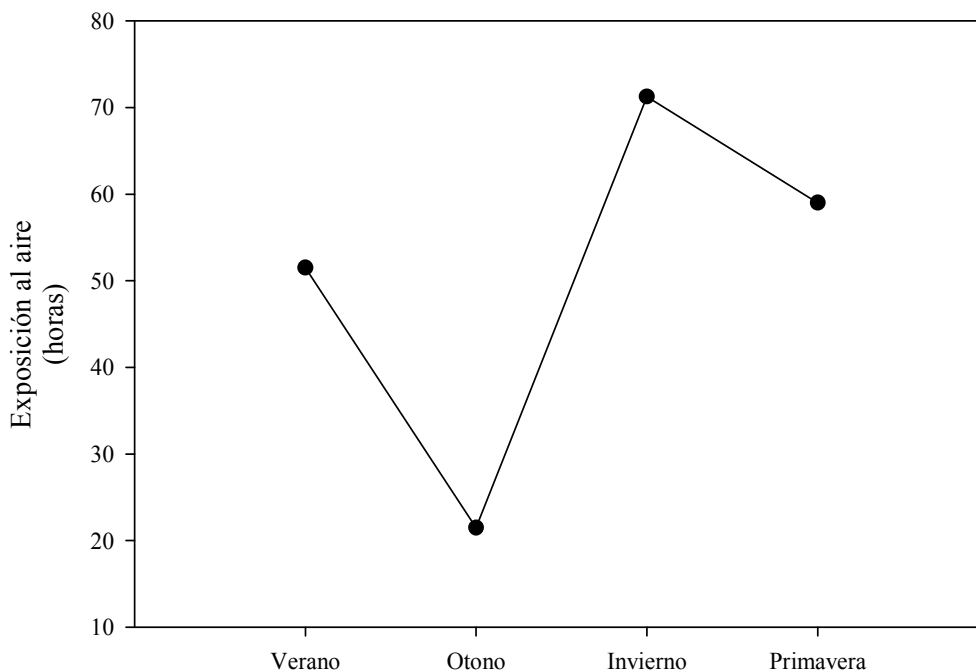


Figura10. Número de horas de exposición al aire promedio en Rincón de Ballenas durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).

En Rancho Packard, el número promedio de horas de exposición al aire, fue mayor en la primavera, 1,729 horas, que en el otoño, 1,153 horas (Fig. 11).

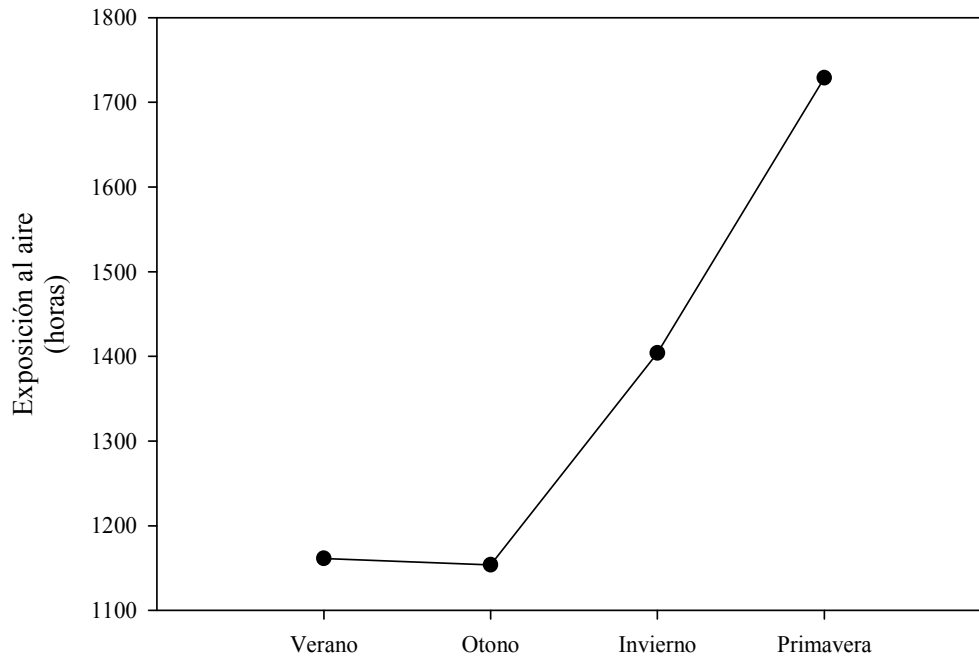


Figura11. Número de horas de exposición al aire en Rancho Packard durante el período de estudio (verano 2009-primavera 2010).

III.2 Variación de la biomasa y abundancia del alga introducida

S. horneri presentó diferencias altamente significativas ($P=0.000$) en su biomasa y en su abundancia entre los dos sitios de estudio. Por lo tanto, para todos los análisis estadísticos, cada sitio se trató de manera independiente.

III.2.1 Rincón de Ballenas

En el sitio Rincón de Ballenas, la especie *S. horneri* se encontró distribuida a profundidades entre -0.2 y -0.8 m con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), aunque sólo estuvo presente en los meses de octubre y noviembre 2009, y marzo 2010, y se le encontró distribuida de manera irregular entre los cuatro niveles de profundidad.

No se observó una gran variabilidad de los valores de biomasa para este sitio (Fig. 12). El valor promedio anual encontrado fue de $4 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y estadísticamente, *S. horneri* no presentó diferencias significativas en función de los niveles de profundidad ($P= 0.26$), ni en función de los diferentes meses de muestreo ($P= 0.22$).

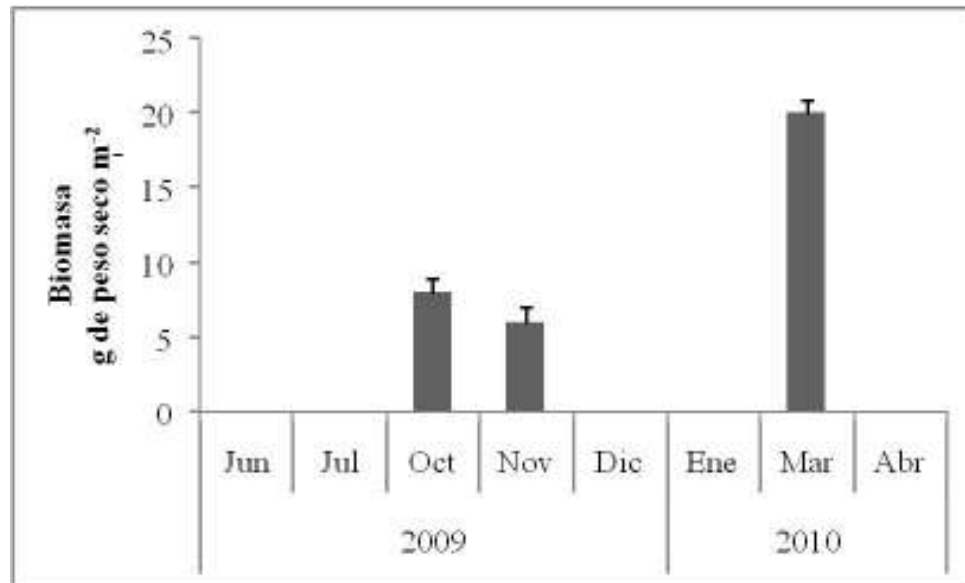


Figura 12. Variación temporal de la biomasa de *Sargassum horneri* de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.

En cuanto a la abundancia de *S. horneri*, el valor promedio anual encontrado en este sitio fue de $2 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$ (Fig. 13). Estadísticamente, la abundancia de *S. horneri* no fue significativa en función de la profundidad ($P= 0.26$) así como tampoco lo fue a escala temporal ($P= 0.31$).

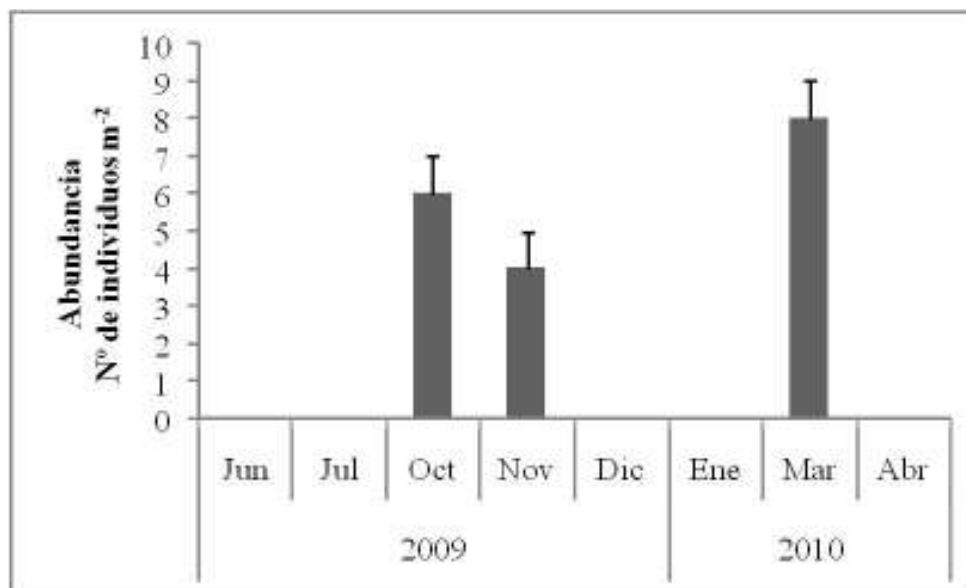


Figura 13. Variación temporal de la abundancia de *Sargassum horneri* de Rincón de Ballenas. Las barras representan ± 1 error estándar.

III.2.1.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio

En el verano y la primavera, no se registraron datos de la abundancia y longitud de *S. horneri*, por que no se encontraron ejemplares de la especie dentro de los cuadrantes. Dentro de los cuadrantes fijos hubieron diferencias significativas ($P= 0.005$) en la abundancia encontrada en las diferentes temporadas muestreadas. En todo el período de estudio se encontró un total de 13 individuos, con una abundancia de 10 individuos durante el otoño y 3 individuos en el invierno (Fig. 14).

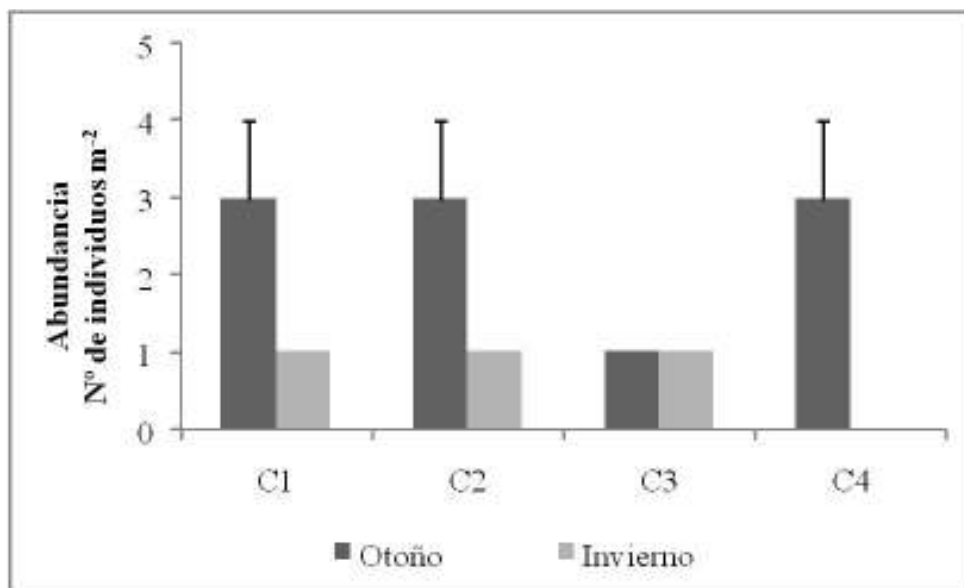


Figura 14. Abundancia promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.

En cuanto a la longitud, se encontraron diferencias significativas ($P= 0.013$) entre los cuadrantes durante las épocas de muestreo. La longitud de *S. horneri* durante el otoño varió de 30 a 53 cm, mientras que en el invierno fue de 35 a 50 cm (Fig. 15).

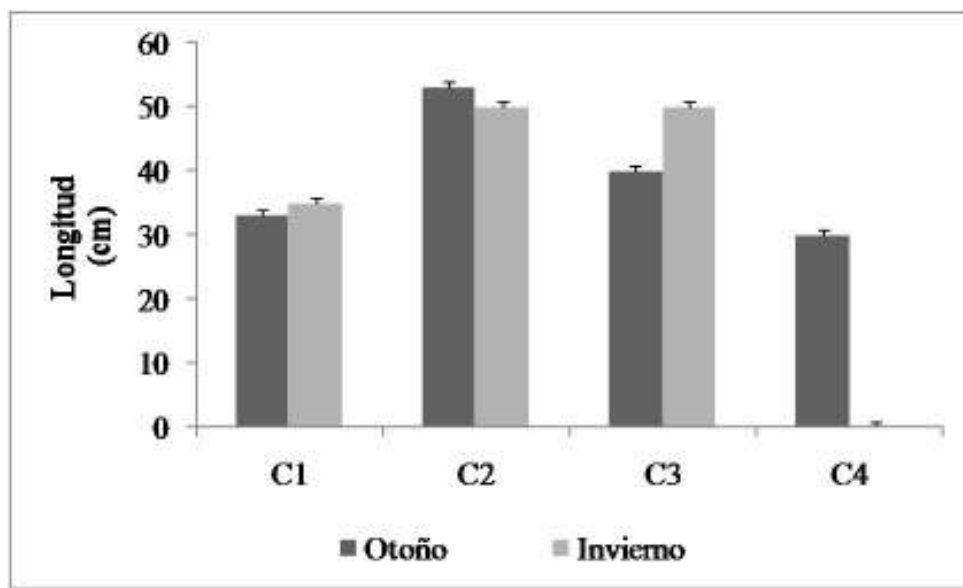


Figura 15. Longitud promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rincón de Ballenas en las temporadas de otoño e invierno.

Durante el invierno, se observó una gran cantidad (el doble de lo colectado en este estudio) de *S. horneri* flotando a la deriva, mientras que la mayor cantidad de material de arribazón en la orilla se registró a finales del invierno y a principios de la primavera.

III.2.2 Rancho Packard

En Rancho Packard, *S. horneri* se encontró distribuida de manera irregular a profundidades entre +0.5 y -0.2 m con respecto al Nivel de Bajamar Media Inferior. Temporalmente, no se tienen datos de *S. horneri* en el mes de abril 2010, debido a que las condiciones ambientales impidieron el acceso al sitio de estudio, pero la presencia de *S. horneri* en este sitio, se observó casi todo el año, a excepción del mes de junio.

La biomasa promedio anual encontrada en este sitio fue de $102 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$. Estadísticamente, la biomasa de *S. horneri* no presentó diferencias significativas ($P=0.28$) entre niveles de profundidad. Por el contrario, la biomasa en los diferentes meses

de muestreo presentó diferencias altamente significativas ($P= 0.000$). La mayor biomasa, $292\pm 1 \text{ g m}^{-2}$, se encontró en el mes de marzo del 2010, mientras que la mínima, $12\pm 1 \text{ g m}^{-2}$, se detectó en el mes de julio del 2009 (Fig. 16).

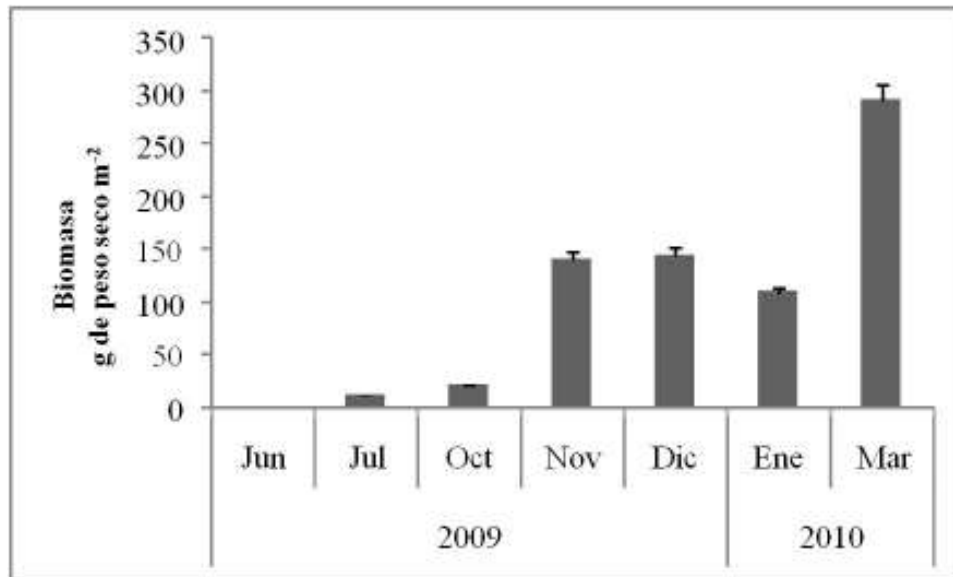


Figura 16. Variación temporal de la biomasa de *Sargassum horneri* de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.

La abundancia promedio anual de *S. horneri* en este sitio, fue de $10\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$. Estadísticamente, la abundancia no presentó diferencias significativas ($P= 0.43$) a escala espacial (niveles de profundidad). Sin embargo, la variación temporal de la abundancia fue significativamente diferente ($P= 0.02$), encontrándose la mayor abundancia promedio, $17\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, en el mes de noviembre del 2009 y la mínima, $4\pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, en el mes de julio del 2009 (Fig. 17).

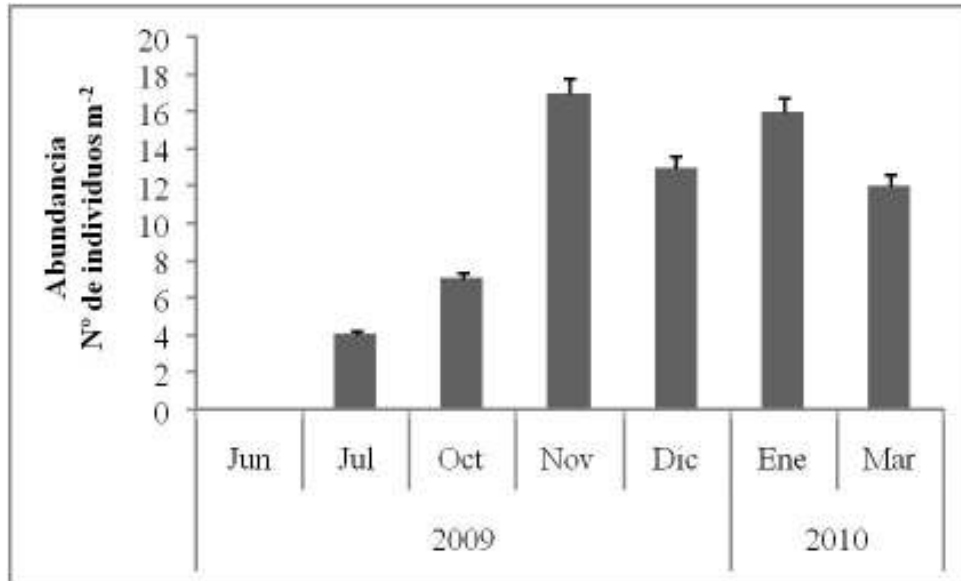


Figura 17. Variación temporal de la abundancia de *Sargassum horneri* de Rancho Packard. Las barras representan ± 1 error estándar.

III.2.2.1 Cuadrantes paralelos al perfil del sitio

En el verano y la primavera no se registraron datos de la abundancia y la longitud de *S. horneri*, por que no se encontraron ejemplares de la especie dentro de los cuadrantes fijos, dentro de estos mismos cuadrantes hubo diferencias significativas ($P=0.00$) en la abundancia de *S. horneri*, encontrada durante las épocas de muestreo. En todo el estudio se obtuvo un total de 13 individuos, con una abundancia total de 7 individuos en el otoño y 6 individuos en el invierno. (Fig. 18).

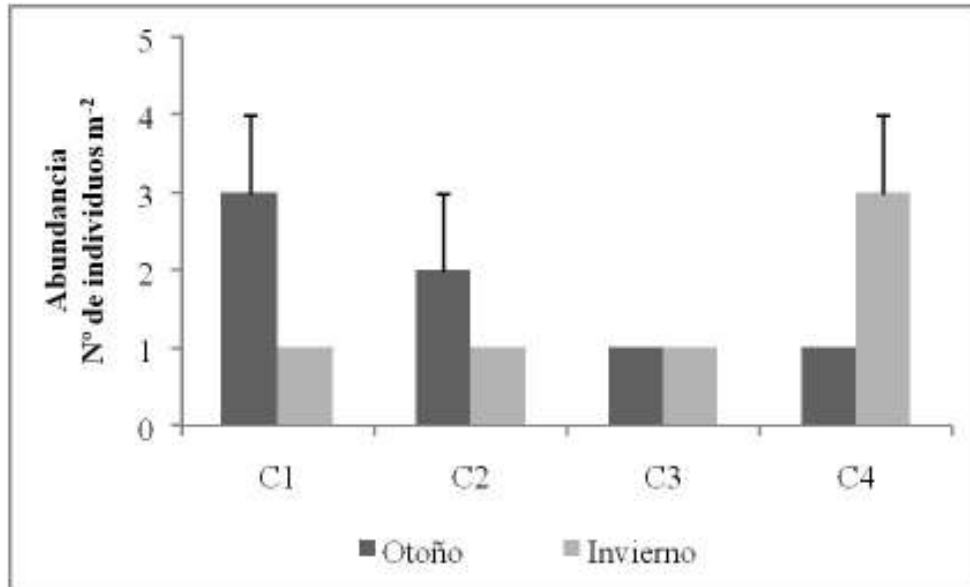


Figura 18. Abundancia promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.

En cuanto a la longitud, se encontraron diferencias significativas ($P= 0.00$) entre los cuadrantes durante las épocas de muestreo. La longitud de *S. horneri* fue de 5 a 23 cm durante el otoño, mientras que en el invierno fue de 48 a 120 (Fig. 19).

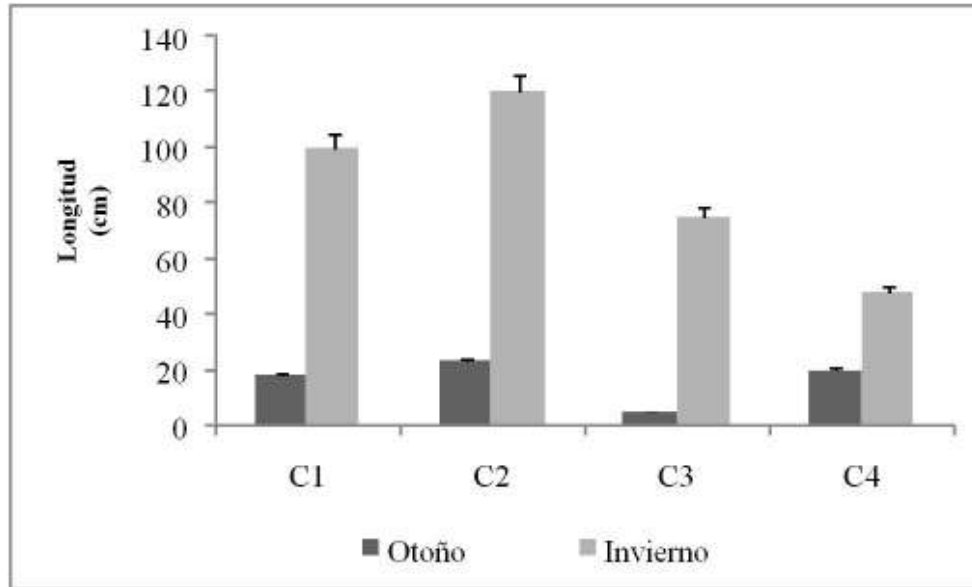


Figura 19. Longitud promedio de *Sargassum horneri* en los cuadrantes fijos (C1-C4) de Rancho Packard en las temporadas de otoño e invierno.

Al igual que en Rincón de Ballenas, durante el invierno, se observó una gran cantidad de *S. horneri* flotando a la deriva mientras que la mayor cantidad de material de arribazón en la orilla se registró a finales del invierno y a principios de la primavera.

III.3 Relación de las variables ambientales con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*

En Rincón de Ballenas, ninguna variable estuvo correlacionada con la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri* (Tabla II).

Tabla II. Coeficientes de correlación entre la biomasa y la abundancia de *Sargassum horneri*, con las variables ambientales en Rincón de Ballenas.

<i>Sargassum horneri</i>	Correlación no paramétrica de Spearman			
	Variables ambientales	Coefficiente de correlación (ρ)	Coefficiente de determinación (ρ^2)	P
Biomasa	Temperatura	-0.432	-0.831	0.466
	PAR	0.500	1.000	0.391
	Horas de Exposición	-0.725	-0.825	0.165
Abundancia	Temperatura	0.163	2.083	0.807
	PAR	0.007	0.097	0.152
	Horas de Exposición	-0.054	-0.688	0.495

Por otra parte, en Rancho Packard; la temperatura superficial del agua estuvo, correlacionada con la biomasa y abundancia de *S. horneri*, mientras que PAR solo estuvo correlacionada con su abundancia. La correlación más fuerte fue con la temperatura (Tabla III).

Tabla III. Valores de correlación entre la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri* y las variables ambientales en Rancho Packard. El asterisco indica los valores estadísticamente significativos.

<i>Sargassum horneri</i>	Correlación no paramétrica de Spearman			
	Variables ambientales	Coefficiente de correlación (ρ)	Coefficiente de determinación (ρ^2)	P
Biomasa	Temperatura	-0.53	-5.07	0.00*
	PAR	-0.25	-2.12	0.03*
	Horas de Exposición	0.76	0.61	0.54
Abundancia	Temperatura	-0.34	-2.88	0.00*
	PAR	-0.13	-1.04	0.30
	Horas de. Exposición	-0.08	-0.66	0.50

III.4 Relación de *Sargassum horneri* con organismos locales

III.4.1 Macroalgas

Se registraron un total de 39 especies de macroalgas, de las cuales 23 especies pertenecen a la División Rhodophyta, 11 a la División Phaeophyta y 5 a la División Chlorophyta. En términos generales, el sitio Rincón de Ballenas fue el que presentó la mayor riqueza, 30 especies, mientras que en el sitio Rancho Packard se observaron, 26 especies.

La biomasa y la abundancia máximas promedio, $120 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y $14 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$, se registraron en Rancho Packard, mientras que en el sitio Rincón de Ballenas, la biomasa y la abundancia promedio fueron de $66 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ y $10 \pm 1 \text{ indiv m}^{-2}$ respectivamente. La biomasa y la abundancia de las macroalgas mostraron diferencias altamente significativas entre sitios (biomasa, $P= 0.001$; abundancia, $P= 0.001$). Con base en estos resultados, los datos de macroalgas se analizaron por separado para cada sitio.

III.4.2 Macroalgas locales en Rincón de Ballenas

Se colectaron 30 especies, de las cuales la División Rhodophyta fue la más diversa, con 18 especies, seguida por la División Phaeophyta con 8 y la Chlorophyta con 4 especies. El alga roja *Corallina officinalis* y el alga verde *Ulva fasciata* fueron las especies de mayor biomasa; por otra parte, las algas rojas *Chondria californica* y *Petrospongium rugosum* las de menor biomasa en este sitio, durante el período de estudio.

En cuanto a la abundancia, el alga roja *Corallina officinalis* y el alga parda *Sargassum muticum* mostraron abundancias promedio máximas. Las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Chondria californica*, *Chondrocanthus canaliculatus*, *Cryptopleura ramosa* y *Endarachne binghamiae* las algas pardas *Colpomenia tuberculata*, *Petrospongium rugosum* y *Silvetia compressa*, y el alga verde *Ulva*

californica mostraron una abundancia promedio mínima, a lo largo del ciclo anual estudiado (Tabla IV).

Tabla IV. Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.

División	Especie	Biomasa (g m⁻²)	Abundancia (indiv m⁻²)
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i>	28	8
	<i>Ulva californica</i>	292	4
	<i>Ulva fasciata</i>	324	8
	<i>Ulva nematoidea</i>	8	8
Phaeophyta	<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	4
	<i>Colpomenia tuberculata</i>	20	4
	<i>Dictyota flabellata</i>	32	8
	<i>Dictyopteris undulata</i>	28	8
	<i>Petrospongium rugosum</i>	4	4
	<i>Sargassum muticum</i>	136	16
	<i>Silvetia compressa</i>	8	4
	<i>Sphacelaria californica</i>	124	12
	<i>Zonaria farlowii</i>	8	8
Rhodophyta	<i>Acrosorium uncinatum</i>	8	4
	<i>Centroceras clavulatum</i>	48	8
	<i>Chondria californica</i>	4	4
	<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	8	4
	<i>Chondria decipiens</i>	8	8
	<i>Corallina vancouverensis</i>	148	8
	<i>Corallina officinalis</i>	352	20
	<i>Corallina polysticha</i>	300	12
	<i>Cryptopleura ramosa</i>	8	4
	<i>Endarachne binghamiae</i>	40	4
	<i>Hypnea valentiae</i>	8	8
	<i>Jania crassa</i>	24	8
	<i>Jania rosea</i>	108	12
	<i>Laurencia pacifica</i>	16	8
	<i>Lithothrix aspergillum</i>	180	12
	<i>Pterocladia capillacea</i>	20	8
	<i>Smithora naiadum</i>	8	8

III.4.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad macroalgal de Rincón de Ballenas

A lo largo del ciclo anual, las algas rojas *Corallina vancouverienesis*, *Hypnea valentiae*, *Jania rosea*, *Laurencia pacifica*, y las algas cafés *Dictyota flabellata*, *Dictyopteris undulata* y *Sargassum muticum* fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La riqueza local existente en presencia de *S. horneri* fue de 13 especies, de las cuales 8 pertenecen a la división Rhodophyta y 5 a la división Phaeophyta. En ausencia de *S. horneri*, hubo 28 especies, de las cuales 16 pertenecen a la división Rhodophyta, 8 a las Phaeophyta y 4 a las Chlorophyta. El número de especies durante los meses de muestreo fue mayor en noviembre en presencia de *S. horneri* y en junio en ausencia de la especie introducida, siendo octubre el mes que tuvo el menor número de especies tanto en presencia como en ausencia de *S. horneri* (Fig. 20).

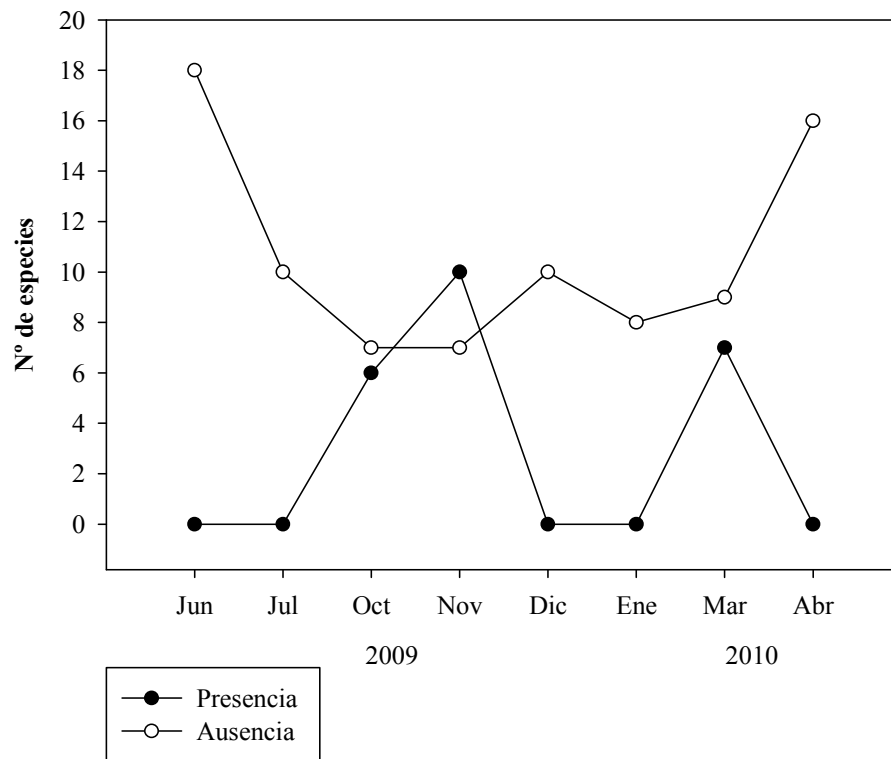


Figura 20. Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroalgas existente en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto al índice de diversidad de especies (H'), se obtienen diferencias altamente significativas ($P= 0.001$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo el mayor valor en el mes de noviembre, mientras que en ausencia los meses de junio y abril fueron más diversos (Fig. 21).

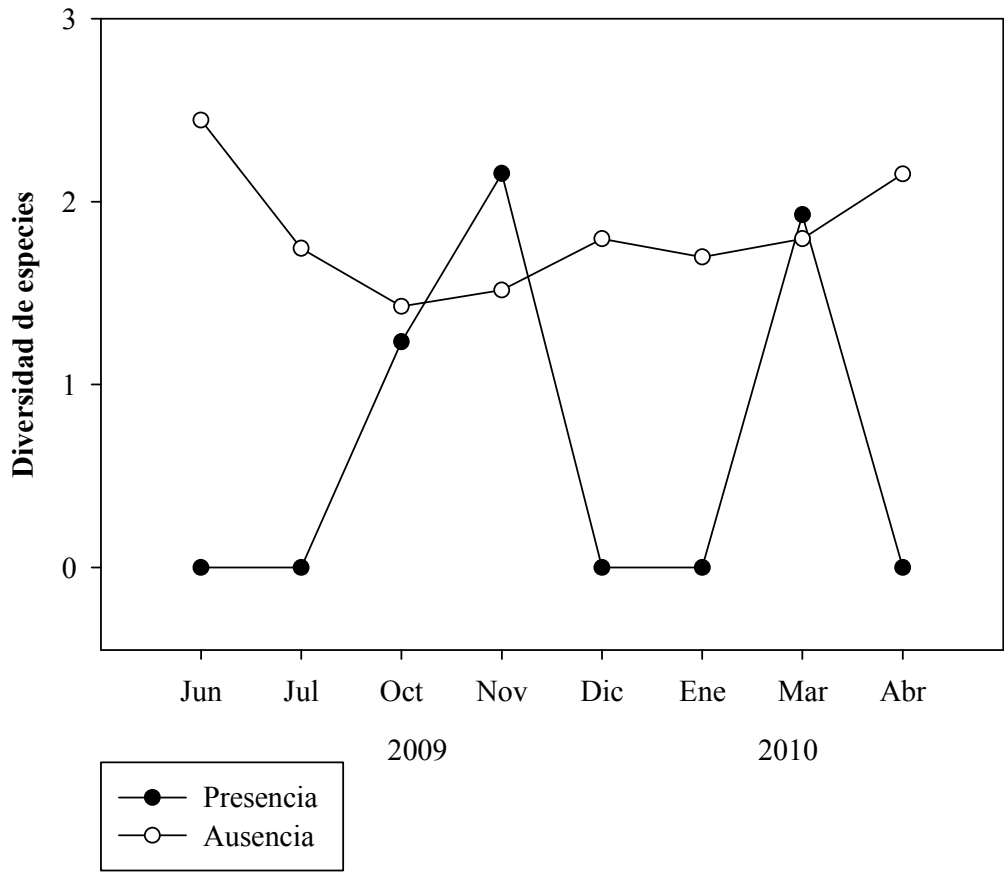


Figura 21. Diversidad de especies de macroalgas en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

III.4.3.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de *S. horneri*, las algas con mayor biomasa promedio durante el periodo de estudio fueron las algas rojas *Corallina officinalis* y *Jania rosea*, mientras que las especies con menor biomasa promedio fueron las algas pardas *Silvetia compressa* y *Zonaria farlowii*. En ausencia de la especie introducida, las algas con mayor biomasa promedio fueron las algas verdes *Ulva fasciata* y *Ulva californica*, mientras que las especies con menor biomasa fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum* y *Chondria californica*, y el alga parda *Petrospongium rugosum* (Tabla V).

Tabla V. Biomasa anual de especies algales (valor promedio), registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Biomasa (g m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	---	28
<i>Ulva californica</i>	---	292
<i>Ulva fasciata</i>	---	324
<i>Ulva nematoidea</i>	---	8
Phaeophyta		
<i>Dictyota flabellata</i>	28	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	---	12
<i>Colpomenia tuberculata</i>	---	20
<i>Dictyopteris undulata</i>	24	28
<i>Dictyota flabellata</i>	---	36
<i>Petrospongium rugosum</i>	---	4
<i>Sargassum muticum</i>	40	156
<i>Silvetia compressa</i>	8	---
<i>Sphacelaria californica</i>	---	124
<i>Zonaria farlowii</i>	8	8
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	12	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	---	48
<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	---	8
<i>Chondria californica</i>	---	4
<i>Chondria decipiens</i>	---	8
<i>Corallina officinalis</i>	352	---
<i>Corallina polysticha</i>	---	300
<i>Corallina vancouverensis</i>	76	164
<i>Cryptopleura ramosa</i>	---	8
<i>Endarachne binghamiae</i>	---	40
<i>Hypnea valentiae</i>	---	8
<i>Jania crassa</i>	36	20
<i>Jania rosea</i>	148	104
<i>Laurencia pacifica</i>	24	16
<i>Lithothrix aspergillum</i>	60	192
<i>Pterocladia capillacea</i>	12	28
<i>Smithora naiadum</i>	---	8

La biomasa total de las macroalgas encontrada en los cuadrantes con presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente ($P=0.297$) de la biomasa encontrada en los cuadrantes en donde esta especie no estuvo presente. A escala espacial, la biomasa promedio de las algas locales no presentó diferencias estadísticamente significativas ($P=0.247$) entre los niveles de profundidad en presencia o ausencia de *S. horneri*. Por otro lado, la biomasa promedio registrada en función del tiempo, mostró diferencias estadísticamente significativas ($P=0.001$), siendo el mes de noviembre el que presentó una mayor biomasa de macroalgas en presencia de *S. horneri*, con $78 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$, mientras que en ausencia de esta especie la mayor biomasa promedio se registró en el mes de marzo con $147 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 22).

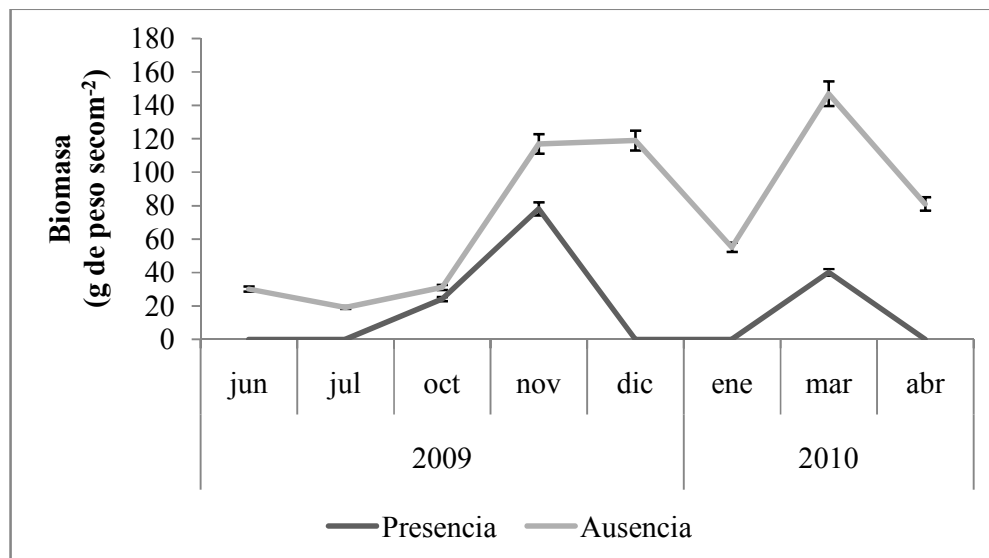


Figura 22. Biomasa promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado utilizando la matriz de biomazas de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de tres grupos. A un nivel de similitud del 60%, podemos observar un grupo formado por la biomasa encontrada durante el otoño

(octubre y noviembre), un segundo grupo conformado por las biomاسas encontradas a finales del invierno y principios de la primavera (enero y marzo), y un tercer grupo formado por las abundancias de junio y diciembre (Fig. 23).

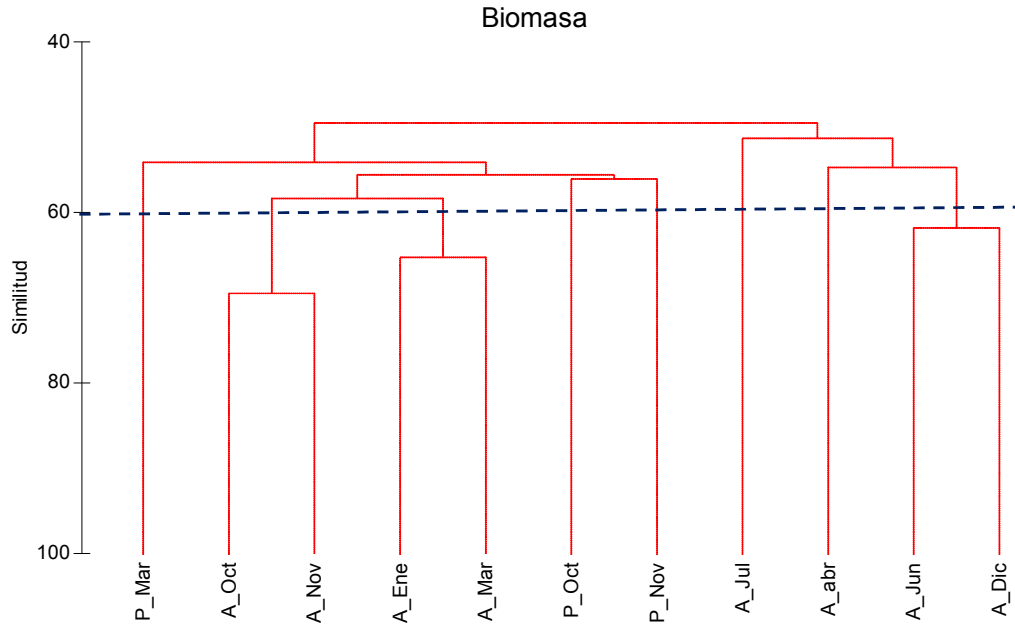


Figura 23. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos (Fig. 24), podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los tres grupos observado en el análisis de Cluster, en donde se encuentran las biomاسas registradas de octubre-noviembre, las biomاسas registradas durante enero-marzo, y las biomاسas de junio y diciembre, en ausencia de *S. horneri*. El nivel de estrés es de 0.19, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación.

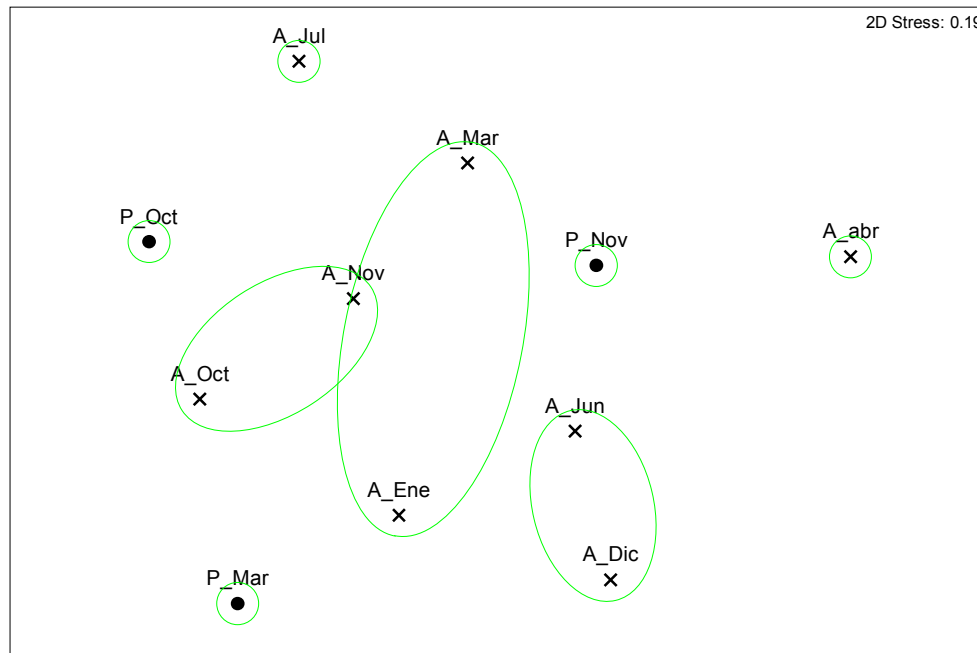


Figura 24. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son biomazas en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son biomazas en ausencia de *S. horneri*.

III.4.3.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En cuanto a la abundancia de las algas, en presencia del *S. horneri*, las especies con mayor número de individuos fueron las algas rojas *Corallina officinalis*, y *Laurencia pacifica*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Jania crassa* y *Pterocliadiella capillacea*, y las algas pardas *Dictyota flabellata*, *Dictyopteris undulata*, *Silvetia compressa* y *Zonaria farlowii*. En ausencia de *S. horenri*, la especie de mayor abundancia fue el alga parda *Sargassum muticum*. Las especies de menor abundancia fueron las algas rojas *Acrosorium uncinatum*, *Chondria californica*, *Chondrocanthus canaliculatus*, *Cryptopleura ramosa* y *Endarachne binghamiae*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa*, *C. tuberculata* y *Petrospongium rugosum*, y el alga verde *Ulva californica* (Tabla VI).

Tabla VI. Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rincón de Ballenas, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Abundancia (individuo m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	---	8
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva fasciata</i>	---	8
<i>Ulva nematoidea</i>	---	8
Phaeophyta		
<i>Dictyota flabellata</i>	4	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	---	4
<i>Colpomenia tuberculata</i>	---	4
<i>Dictyopteris undulata</i>	4	12
<i>Dictyota flabellata</i>	---	12
<i>Petrospongium rugosum</i>	---	4
<i>Sargassum muticum</i>	12	16
<i>Silvetia compressa</i>	4	---
<i>Sphacelaria californica</i>	---	12
<i>Zonaria farlowii</i>	4	8
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	4	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	---	8
<i>Chondracanthus canaliculatus</i>	---	4
<i>Chondria californica</i>	---	4
<i>Chondria decipiens</i>	---	8
<i>Corallina officinalis</i>	20	---
<i>Corallina polysticha</i>	---	12
<i>Corallina vancouverensis</i>	8	12
<i>Cryptopleura ramosa</i>	---	4
<i>Endarachne binghamiae</i>	---	4
<i>Hypnea valentiae</i>	---	8
<i>Jania crassa</i>	4	8
<i>Jania rosea</i>	12	12
<i>Laurencia pacifica</i>	16	8
<i>Lithothrix aspergillum</i>	8	12
<i>Pterocladia capillacea</i>	4	12
<i>Smithora naiadum</i>	---	8

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere estadísticamente ($P= 0.898$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, la abundancia promedio de las algas locales no presentó diferencias significativas ($P= 0.506$) entre los niveles de profundidad del sitio en presencia o ausencia de *S. horneri*. Sin embargo, la variación de la abundancia en función del tiempo sí fue altamente significativa ($P= 0.001$), siendo los meses de octubre y noviembre con 10 ± 1 y 8 ± 1 indiv m^{-2} respectivamente, los que presentaron una mayor abundancia de macroalgas en presencia de *S. horneri*, y los meses de octubre y diciembre con 13 ± 1 indiv m^{-2} , en donde se encontró la mayor abundancia cuando esta especie no estuvo presente (Fig. 25).

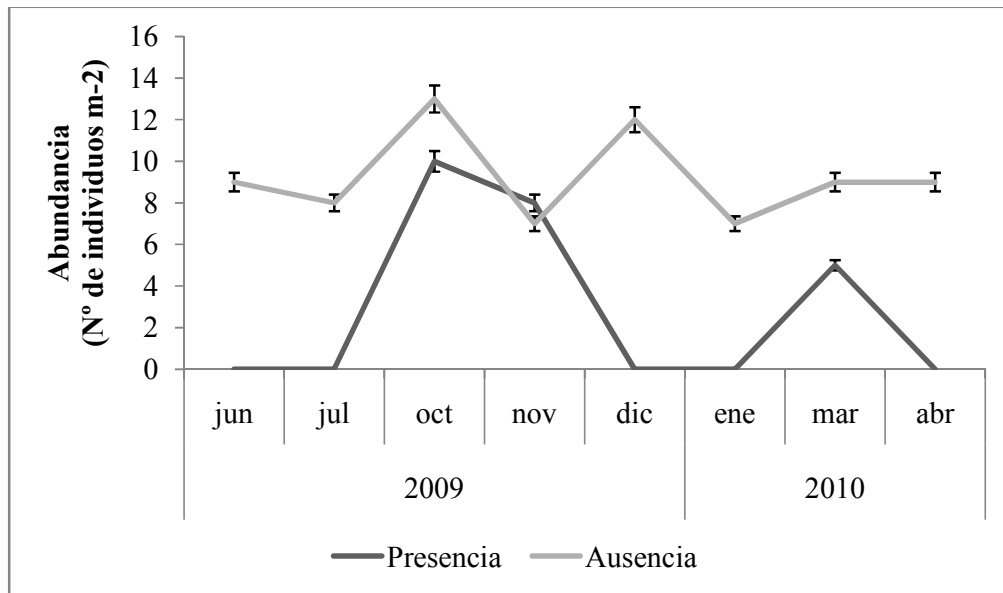


Figura 25. Abundancia promedio de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de cuatro grupos definidos a

un nivel de similitud del 60% (Fig. 26). El primero está conformado por las abundancias encontradas en enero y marzo, el segundo grupo está formado por la asociación de las abundancias encontradas en octubre y noviembre, ambos grupos en ausencia de *S. horneri*; el tercer grupo está formado por la abundancias encontradas en octubre y marzo, en presencia de la especie introducida, y el cuarto grupo se formó con las abundancias de junio y diciembre, cuando *S. horneri* no estuvo presente.

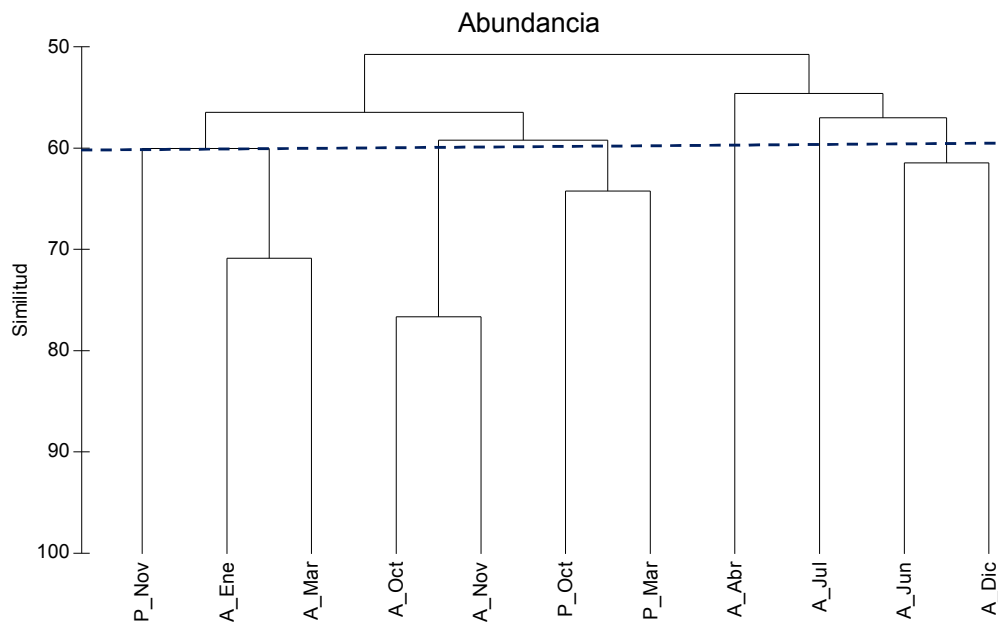


Figura 26. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rincón de Ballenas en presencia (P) y ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los mismos grupos observados en el dendrograma, el primero formado por las abundancias encontradas en enero y marzo, el segundo formado por la abundancias encontradas en octubre y noviembre, el tercero lo forman las abundancias encontradas en octubre y marzo, y el cuarto por las encontradas en junio y en diciembre. El nivel de estrés es de 0.17, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación (Fig. 27).

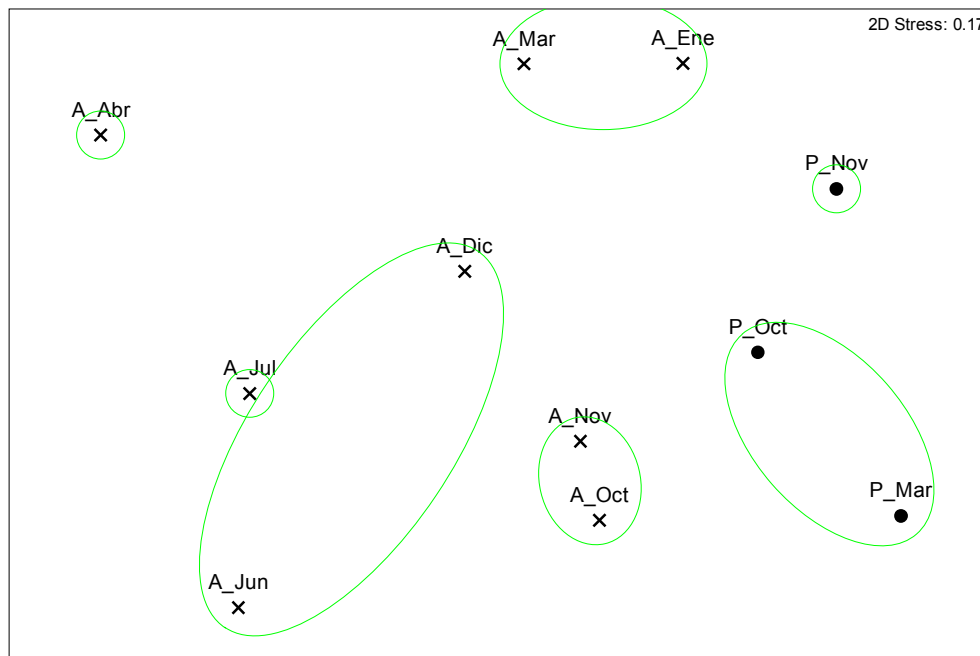


Figura 27. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.4 Macroalgas locales en Rancho Packard

Se registraron un total de 26 especies, de las cuales, la División Rhodophyta fue la más diversa con 15 especies, seguida por la División Phaeophyta con 7 y la Chlorophyta con 4 especies. Durante el período de estudio, la mayor biomasa promedio estuvo representada por las algas rojas *Lithothrix aspergillum*, *Corallina frondescens*, *C. pinnatifolia* y *Centroceras clavulatum*. La menor biomasa promedio correspondió a las algas rojas *Mazzaella affinis*, *Pterocladia caloglossoides*, y al alga verde *Ulva californica*.

En cuanto a la abundancia, el alga roja *Corallina frondescens* mostró la máxima abundancia promedio durante el período de estudio, seguida por las algas rojas

Centroceras clavulatum, y *Lithothrix aspergillum*, y las algas pardas *Dictyopteris undulata* y *Petrospongium rugosum*; mientras que la menor abundancia promedio estuvo representada por las algas rojas *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Mazzaella affinis*, *Pterocliadiella californica* y *Pterocladia caloglossoides*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa*, *Silvetia compressa deliquescens*, y las algas verdes *Codium fragile*, *C. hubbsii* y *Ulva californica* (Tabla VII).

Tabla VII. Biomasa y abundancia algal (valores promedio) de las especies encontradas durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.

División	Especie	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (indiv m ⁻²)
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i>	8	4
	<i>Codium hubbsii</i>	8	4
	<i>Ulva californica</i>	4	4
	<i>Ulva nematoidea</i>	12	12
Phaeophyta	<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	4
	<i>Dictyota flabellata</i>	56	12
	<i>Dictyopteris undulata</i>	84	20
	<i>Petrospongium rugosum</i>	16	20
	<i>Sargassum muticum</i>	76	12
	<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	72	4
	<i>Zonaria farlowii</i>	76	16
Rhodophyta	<i>Amphiroa zonata</i>	76	12
	<i>Centroceras clavulatum</i>	220	20
	<i>Corallina frondescens</i>	328	24
	<i>Corallina pinnatifolia</i>	264	12
	<i>Corallina vancouverensis</i>	120	8
	<i>Endarachne binghamiae</i>	52	8
	<i>Hypnea valentiae</i>	40	4
	<i>Jania rosea</i>	180	8
	<i>Laurencia pacifica</i>	12	4
	<i>Lithothrix aspergillum</i>	440	20
	<i>Mazzaella affinis</i>	4	4
	<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	88	12
	<i>Pterocliadiella californica</i>	12	4
	<i>Pterocliadiella capillacea</i>	168	16
	<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	4

III.4.5 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad macroalgal local de Rancho Packard

A lo largo del ciclo anual, las algas cafés *Dictyopteris undulata*, *Sargassum muticum*, *Zonaria farlowii*, *Dictyota flabellata*, y las algas rojas *Lithothrix aspergillum*, *Centroceras clavulatum* y *Corallina vancouveriensis* fueron las que estuvieron presentes de manera más constante, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La riqueza local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 22 especies de las cuales 14 pertenecen a la división Rhodophyta, 6 a Phaeophyta y 2 a Chlorophyta; mientras que cuando *S. horneri* no estuvo presente, la diversidad estuvo representada por 21 especies, de las cuales 11 pertenecen a la división Rhodophyta, 7 a Phaeophyta y 3 a Chlorophyta. En presencia de *S. horneri*, la riqueza de especies fue mayor en octubre y menor en junio, mientras que en ausencia de *S. horneri*, las abundancia máxima se midió en junio y la mínima de octubre a enero (Fig. 28).

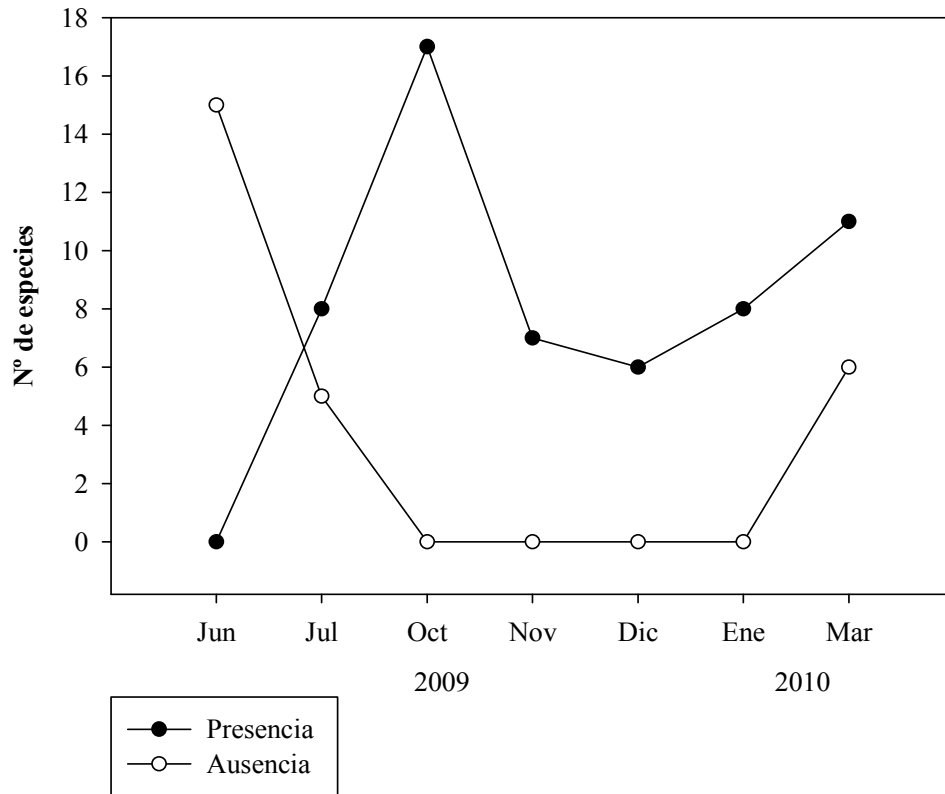


Figura 28. Riqueza de especies de macroalgas encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

La variación de la diversidad (H') de la comunidad de macroalgas existente en presencia y en ausencia de *S. horneri*, presenta diferencias significativas entre los diferentes meses de muestreo ($P= 0.001$). En presencia de *S. horneri*, se obtuvo el mayor valor en el mes de octubre, mientras que en su ausencia, el mes de junio fue el más diverso (Fig. 29).

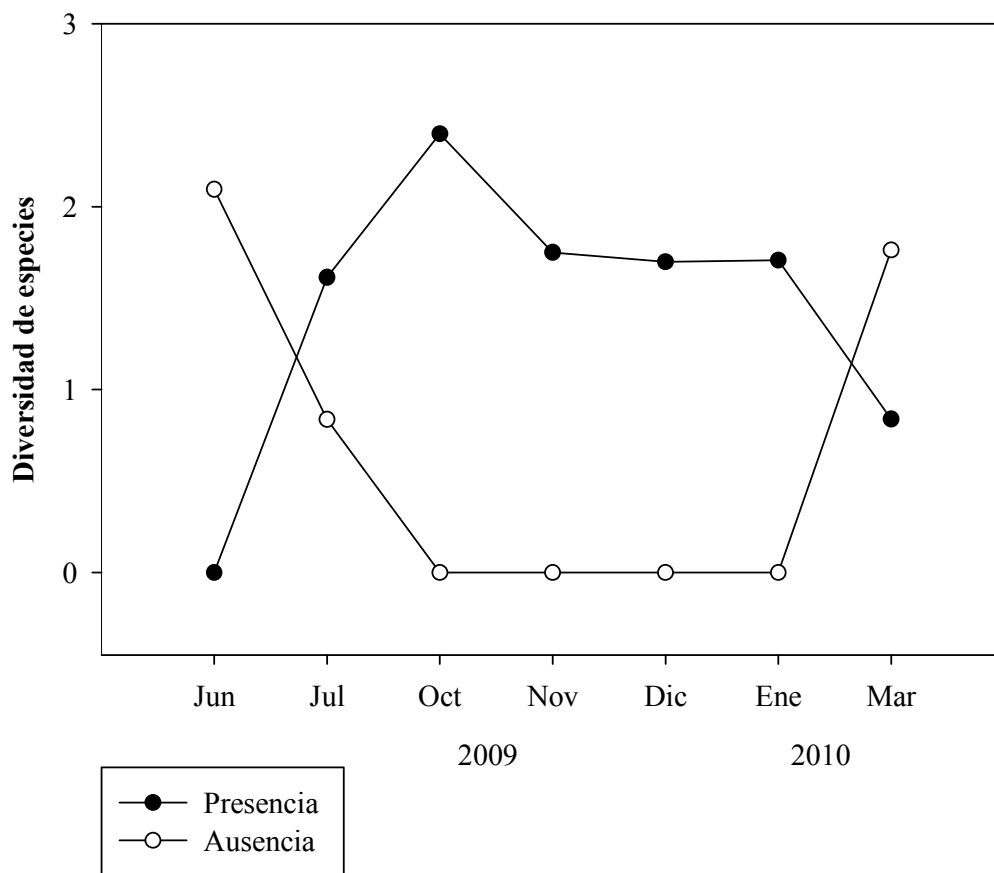


Figura 29. Diversidad de especies de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

III.4.5.1 Biomasa de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de *S. horneri*, las algas locales con mayor biomasa promedio en todo el estudio fueron las algas rojas *Corallina frondescens* y *Lithothrix aspergillum*, mientras que las especies con menor biomasa promedio fueron el alga parda *Petrospongium rugosum* y el alga roja *Pterocladia caloglossoides*. En ausencia de la especie introducida, las algas de mayor biomasa promedio anual fueron las algas rojas *L. aspergillum* y *Centroceras clavulatum* mientras que las especies de menor biomasa fueron el alga verde *Ulva californica* y el alga roja *Mazzaella affinis* (Tabla VIII).

Tabla VIII. Biomasa anual de las especies algales (valor promedio), registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Biomasa (g m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta		
<i>Codium fragile</i>	8	---
<i>Codium hubbsii</i>	---	8
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva nematoidea</i>	8	12
Phaeophyta		
<i>Colpomenia sinuosa</i>	12	16
<i>Dictyopteris undulata</i>	72	248
<i>Dictyota flabellata</i>	20	128
<i>Petrospongium rugosum</i>	4	28
<i>Sargassum muticum</i>	80	32
<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	---	72
<i>Zonaria farlowii</i>	68	132
Rhodophyta		
<i>Acrosorium uncinatum</i>	140	---
<i>Amphiroa zonata</i>	---	12
<i>Centroceras clavulatum</i>	168	276
<i>Corallina frondescens</i>	448	204
<i>Corallina pinnatifolia</i>	264	---
<i>Corallina vancouverensis</i>	112	156
<i>Endarachne binghamiae</i>	52	---
<i>Hypnea valentiae</i>	68	8
<i>Jania rosea</i>	200	148
<i>Laurencia pacifica</i>	16	12
<i>Lithothrix aspergillum</i>	332	788
<i>Mazzaella affinis</i>	---	4
<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	172	8
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	---
<i>Pterocладиella californica</i>	12	---
<i>Pterocладиella capillacea</i>	184	88

La biomasa encontrada en presencia de *S. horneri*, difiere significativamente (P= 0.001) de la biomasa encontrada cuando esta especie no estuvo presente. El análisis de

la biomasa de las macroalgas, en condiciones de presencia y de ausencia de *S. horneri*, no presentó diferencias estadísticamente significativas ($P= 0.147$) entre los niveles de profundidad. Sin embargo, sí mostró diferencias estadísticamente significativas ($P= 0.001$) en función del tiempo, siendo el mes de noviembre, con $175 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ el que presentó la mayor biomasa de macroalgas en presencia de *S. horneri*, mientras que en ausencia de esta especie la mayor biomasa se registró en el mes de junio con $231 \pm 1 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 30).

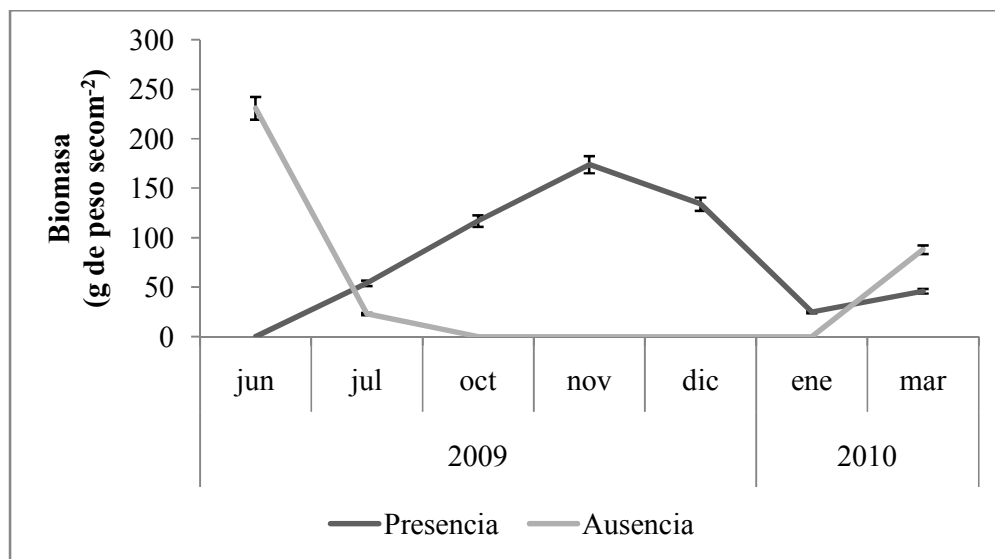


Figura 30. Biomasa promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado utilizando la matriz de biomasa de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de dos grupos. A un nivel de similitud del 60% (Fig. 31), podemos observar un grupo formado por las biomasa encontradas durante el período otoño-primavera (de noviembre a marzo), y un segundo grupo conformado por las biomasa encontradas durante el verano (junio y julio).

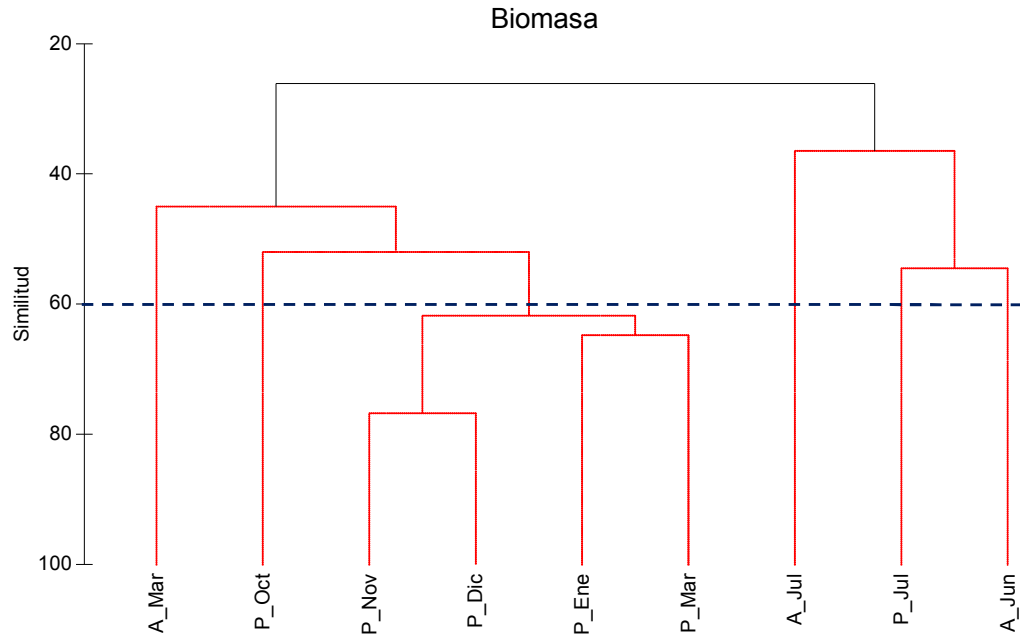


Figura 31. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos (Fig. 32), podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forma un grupo, en donde se encuentran las biomاسas registradas de octubre a marzo en presencia de *S. horneri* y las biomاسas registradas durante el verano, como puntos aislados. El nivel de estrés es de 0.07, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación.

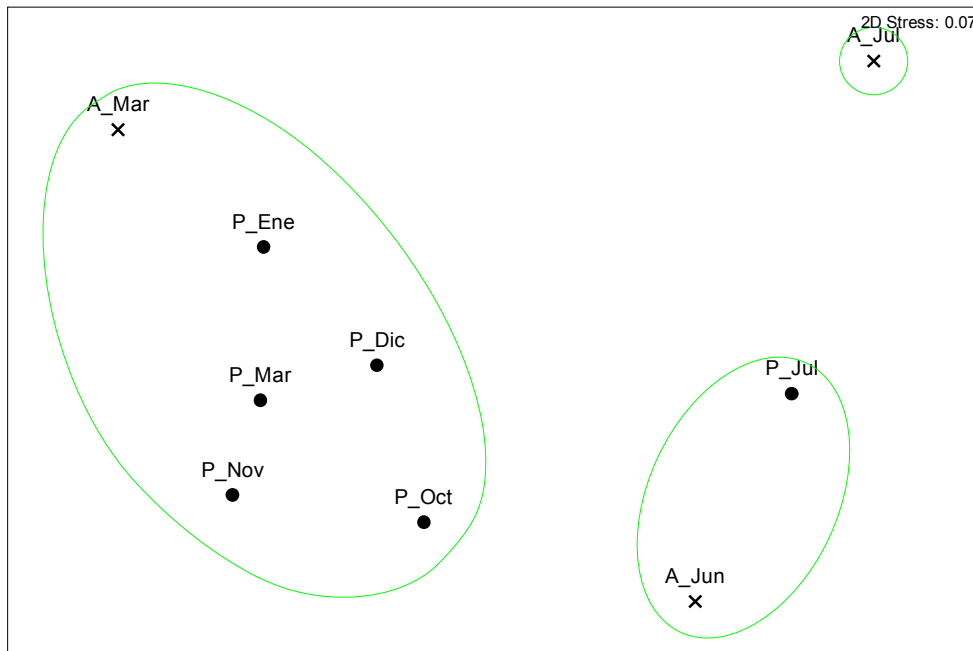


Figura 32. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la biomasa de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son biomazas en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son biomazas en ausencia de *S. horneri*.

III.4.5.2 Abundancia de macroalgas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En cuanto a la abundancia de las algas locales, en presencia de *S. horneri*, las especies con mayor número de individuos fueron las algas rojas *Centroceras clavulatum*, *Corallina frondescens* y *Mazzaella leptorhynchus*, y el alga parda *Dictyopteris undulata*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas verdes *Codium fragile* y *Ulva nematoidea*, las algas pardas *Colpomenia sinuosa* y *Petrospongium rugosum*, y las algas rojas *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Pterocladia caloglossoides* y *Pterocladia californica*. En ausencia de *S. horneri*, las especies de mayor abundancia fueron el alga roja *Lithothrix aspergillum* y el alga parda *Petrospongium rugosum*. Las especies de menor abundancia, fueron las algas verdes

Codium hubbsii y *Ulva californica*, el alga parda *Silvetia compressa deliquescens*, y las algas rojas *Amphiroa zonata*, *Corallina vancouveriensis*, *Hypnea valentiae*, *Laurencia pacifica*, *Mazzaella affinis* y *M. leptorhynchus* (Tabla IX).

Tabla IX. Abundancia anual (valores promedio) de especies algales, registradas en Rancho Packard, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*.

Especie	Abundancia (indiv m ⁻²)	
	Presencia	Ausencia
Chlorophyta	---	---
<i>Codium fragile</i>	4	---
<i>Codium hubbsii</i>	---	4
<i>Ulva californica</i>	---	4
<i>Ulva nematoidea</i>	4	16
Phaeophyta	---	---
<i>Colpomenia sinuosa</i>	4	8
<i>Dictyopteris undulata</i>	20	20
<i>Dictyota flabellata</i>	8	20
<i>Petrospongium rugosum</i>	4	32
<i>Sargassum muticum</i>	12	12
<i>Silvetia compressa deliquescens</i>	---	4
<i>Zonaria farlowii</i>	16	16
	---	---
Rhodophyta	---	---
<i>Acrosorium uncinatum</i>	16	---
<i>Amphiroa zonata</i>	---	4
<i>Centroceras clavulatum</i>	24	20
<i>Corallina frondescens</i>	20	24
<i>Corallina pinnatifolia</i>	12	---
<i>Corallina vancouverensis</i>	8	4
<i>Endarachne binghamiae</i>	8	---
<i>Hypnea valentiae</i>	4	4
<i>Jania rosea</i>	12	8
<i>Laurencia pacifica</i>	4	4
<i>Lithothrix aspergillum</i>	16	36
<i>Mazzaella affinis</i>	---	4
<i>Mazzaella leptorhynchus</i>	20	4
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	4	---
<i>Pterocradiella californica</i>	4	---
<i>Pterocradiella capillacea</i>	16	12

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, difiere significativamente ($P= 0.001$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de las algas locales no presentó diferencias significativas ($P= 0.172$), sin embargo la diferencia fue altamente significativa ($P= 0.001$) entre los meses de muestreo. La mayor abundancia promedio en presencia de *S. horneri* se registró en noviembre con 18 ± 1 indiv m^{-2} . Cuando esta especie no estuvo presente, la mayor abundancia se registró en el mes de junio con 19 ± 1 indiv m^{-2} (Fig. 33).

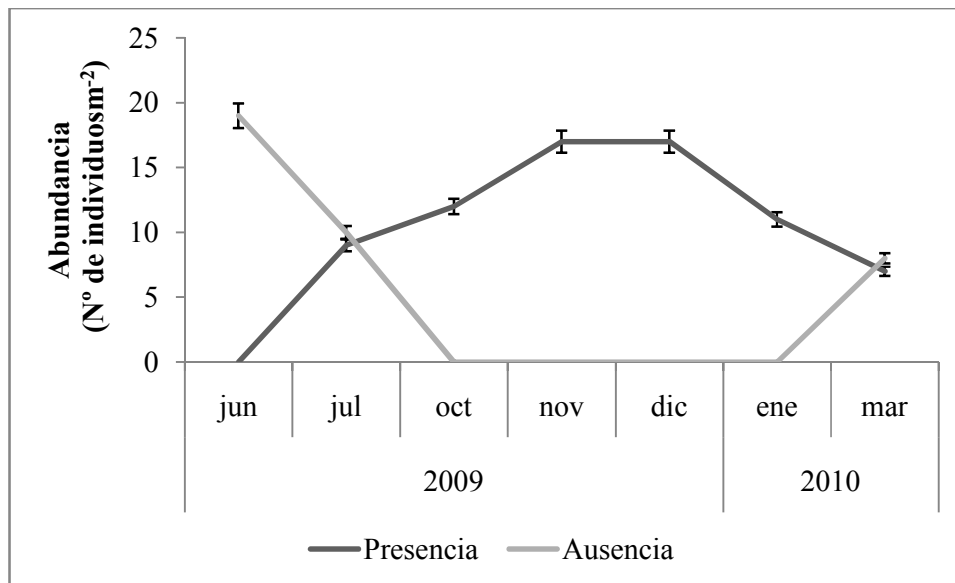


Figura 33. Abundancia promedio de las macroalgas locales en Rancho Packard durante un ciclo anual, en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo. Las barras representan ± 1 error estándar.

El análisis de agrupamiento Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de las macroalgas locales encontradas en presencia y en ausencia de *S. horneri* durante los meses de estudio, mostró la formación de dos grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 34). El primero está conformado por las abundancias encontradas durante el principio del otoño y principios de la primavera (octubre y marzo) en presencia de *S. horneri*, y el segundo está formado por la asociación de las

abundancias encontradas a finales del otoño (noviembre) y durante el invierno (diciembre-enero) en presencia de *S. horneri*.

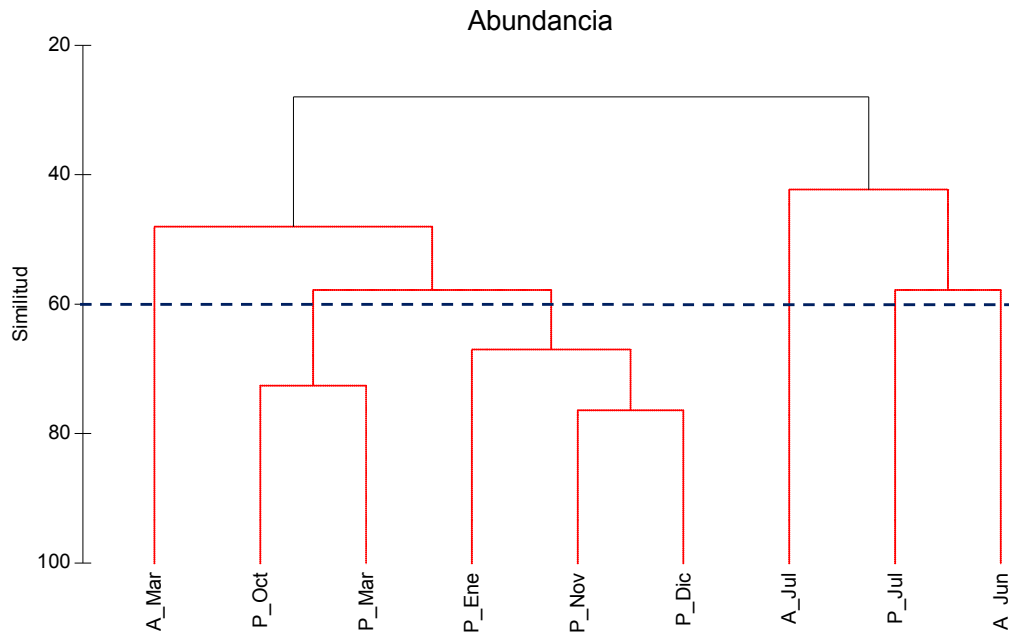


Figura 34. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales de Rancho Packard en presencia (P) y ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

En el N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, podemos observar a un nivel de 60% de similitud, que se forman los mismos grupos observados en el dendrograma, el primero formado por las abundancias encontradas en el período de otoño-primavera (de octubre a marzo), y el segundo formado por la abundancias encontradas en verano (junio y julio). El nivel de estrés es de 0.08, lo que indica que una excelente representación sin perspectivas de una mala interpretación (Fig. 35).

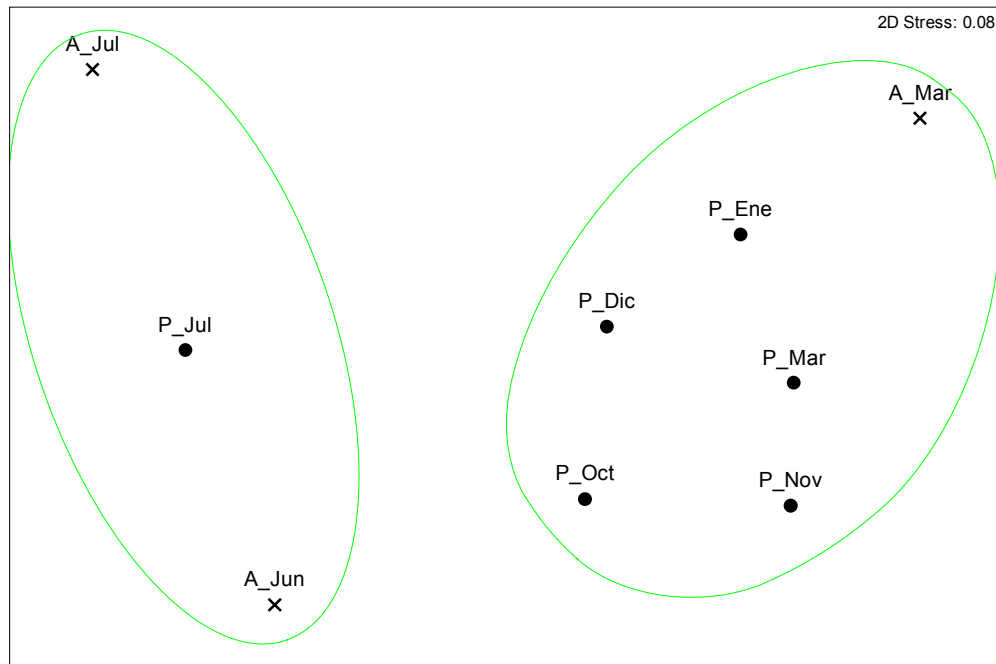


Figura 35. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de las macroalgas locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.6 Macroinvertebrados bentónicos

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 2,153 individuos de 27 Familias, pertenecientes a 8 Clases de macroinvertebrados bentónicos, de las cuales 18 Familias se encontraron en Rincón de Ballenas y 26 en Rancho Packard. La mayor abundancia promedio (44 ± 1 indiv m^{-2}) se registró en Rancho Packard. Los resultados para el ANOSIM que compara la abundancia de macroinvertebrados de Rincón de Ballenas con la abundancia encontrada en Rancho Packard, indican que hubo diferencias significativas entre ellas ($P= 0.001$), razón por la cual los resultados se manejaron de manera independiente para cada sitio.

III.4.7 Macroinvertebrados de Rincón de Ballenas

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 1, 014 individuos pertenecientes a 18 Familias, de las cuales Pyramidellidae, Trochidae y Turbinidae, presentaron la abundancia promedio máxima con 28 ± 20 indiv m^{-2} , mientras que la menor abundancia con 4 ± 1 indiv m^{-2} correspondió a las familias Aplysiidae, Buccinidae, Conidae, Crepidulidae, Paguridae, Lottiidae, Majidae, Mytilidae, Ischnochitonidae y Serpulidae (Tabla X).

Tabla X. Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rincón de Ballenas.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m^{-2})
Bivalvia	Mytilidae	4
Gastropoda	Aplysiidae	4
	Buccinidae	4
	Caecidae	8
	Conidae	4
	Crepidulidae	4
	Cylichnidae	8
	Fissurellidae	8
	Lottiidae	4
	Muricidae	8
	Naticidae	8
	Pyramidellidae	24
	Trochidae	20
	Turbinidae	28
Malacostraca	Majidae	4
	Paguridae	4
Polychaeta	Serpulidae	4
Polyplacophora	Ischnochitonidae	4

III.4.8 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas

A lo largo del ciclo anual, las Familia Trochidae, Turbinidae, Fisurellidae, Crepidulidae y Muricidae, de la Clase Gastropoda fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La diversidad local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 6 Familias de macroinvertebrados, mientras que la diversidad en donde *S. horneri* no estuvo presente, estuvo representada por 17 Familias. El número de Familias durante los meses de muestreo fue mayor en noviembre y menor en junio, julio, diciembre, enero y abril, en presencia de *S. horneri*. En ausencia de la especie introducida, el número de Familias encontrado fue mayor en diciembre y menor en marzo (Fig. 36).

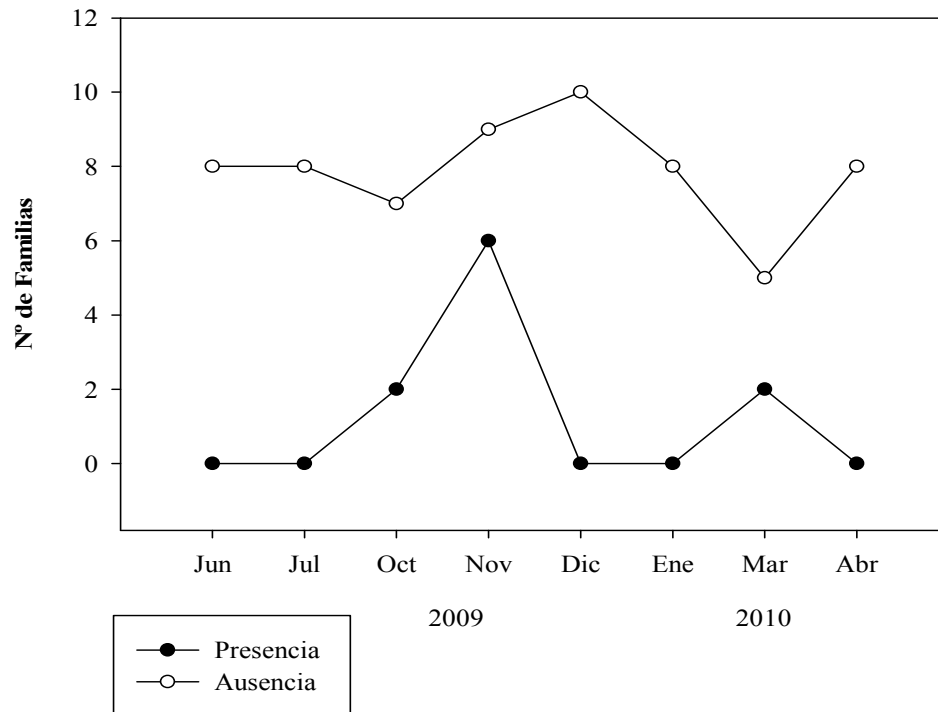


Figura 36. Número de familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroinvertebrados existente, en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto a la diversidad de Familias, se obtuvieron diferencias significativas ($P= 0.01$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo el mayor valor en el mes de noviembre, mientras que en ausencia, el mes de diciembre fue el más diverso (Fig. 37).

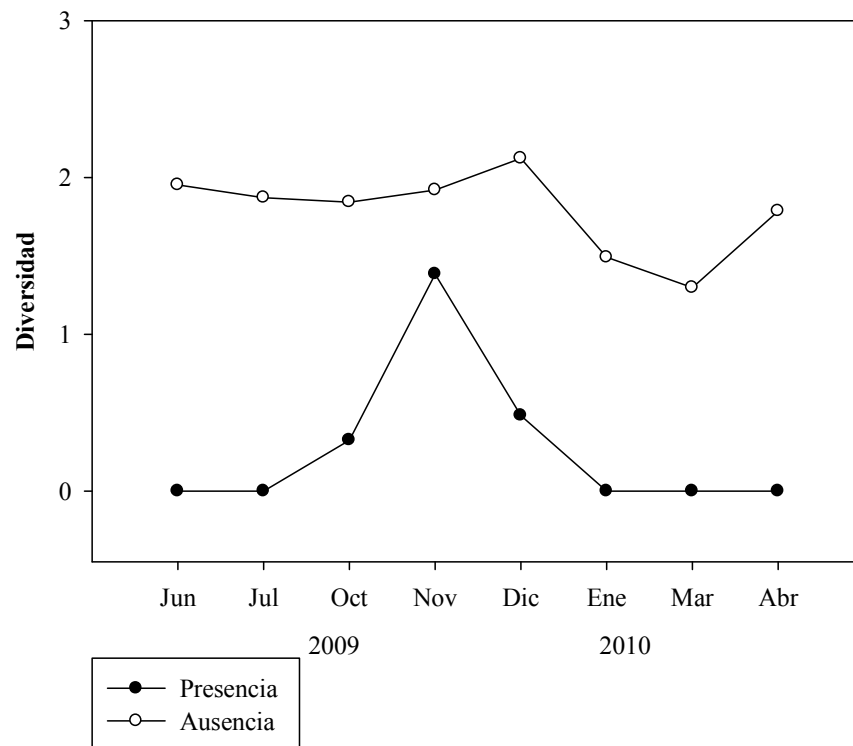


Figura 37. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rincón de Ballenas durante los meses de muestreo.

III.4.8.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de la especie *S. horneri*, la Familia con mayor abundancia promedio en todo el período de estudio fue Turbinidae con 40 ± 1 indiv m^{-2} , mientras que

las Familias con menor abundancia, 4 ± 1 indivm⁻², fueron Aplysiidae, Lottiidae, Muricidae y Serpilidae. En ausencia de la especie introducida, las Familias de mayor abundancia promedio durante este estudio fueron Pyramidellidae, con 24 ± 1 indiv m⁻², Trochidae y Turbinidae, ambas con 20 ± 1 indiv m⁻², y las de menor abundancia con 4 ± 1 indiv m⁻², fueron Buccinidae, Conidae, Crepidulidae, Ischnochitonidae, Lottiidae, Majidae, Mytilidae y Paguridae (Tabla XI).

Tabla XI. Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rincón de Ballenas, en presencia-ausencia de *Sargassum horneri*.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)	
		Presencia	Ausencia
Bivalvia	Mytilidae	---	4
Gastropoda	Aplysiidae	4	8
	Buccinidae	---	4
	Caecidae	---	8
	Conidae	---	4
	Crepiduliade	---	4
	Cylichnidae	---	8
	Fissurellidae	---	8
	Lottiidae	4	4
	Muricidae	4	8
	Naticidae	---	8
	Pyramidellidae	---	24
	Trochidae	20	20
	Turbinidae	40	20
Malacostraca	Majidae	---	4
	Paguridae	---	4
Polychaeta	Serpulidae	4	---
Polyplacophora	Ischnochitoniade	---	4

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente ($P= 0.607$) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de los macroinvertebrados no presentó diferencias

significativas ($P= 0.442$) entre los niveles de profundidad del sitio. Sin embargo, la variación de la abundancia en función del tiempo fue estadísticamente significativa ($P= 0.024$), siendo el mes de marzo, con 8 ± 1 indiv m^{-2} , el mes con mayor abundancia en presencia de *S. horneri* y el mes de enero, con 24 ± 1 indiv m^{-2} , el mes en el que se encontró la mayor abundancia cuando esta especie no estuvo presente (Fig. 38).

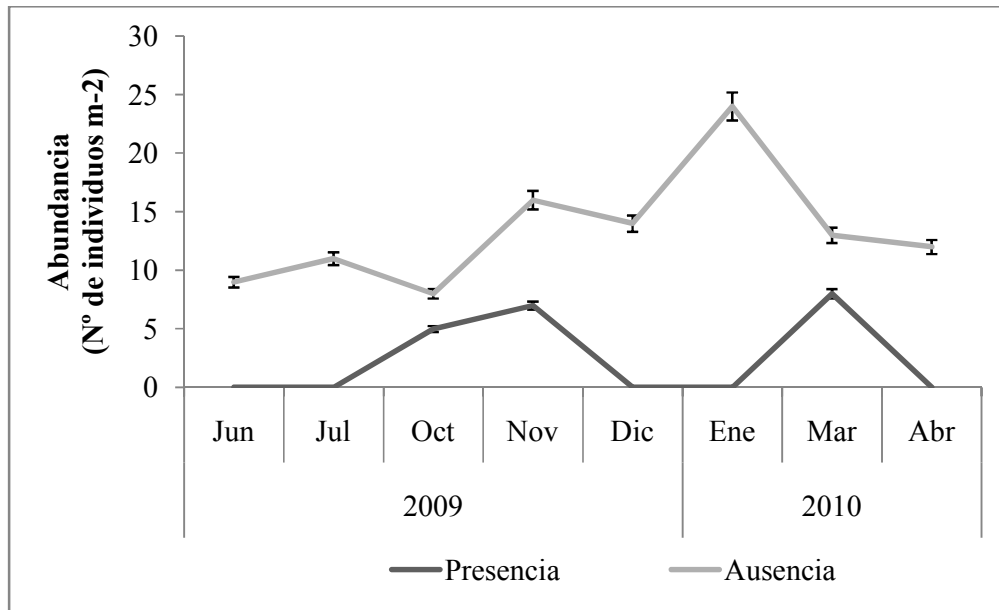


Figura 38. Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos de Rincón de Ballenas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo.

El análisis de agrupamiento (Cluster) realizado sobre la base de la matriz de abundancias de los taxa de macroinvertebrados por mes, en presencia y en ausencia de *S. horneri*, mostró la formación de dos grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 39). El primero está conformado por las abundancias encontradas en marzo, tanto en presencia como en ausencia, y el segundo está conformado por la asociación de las abundancias encontradas en junio, octubre, noviembre, diciembre, enero y abril en ausencia, y noviembre en presencia de *S. horneri*.

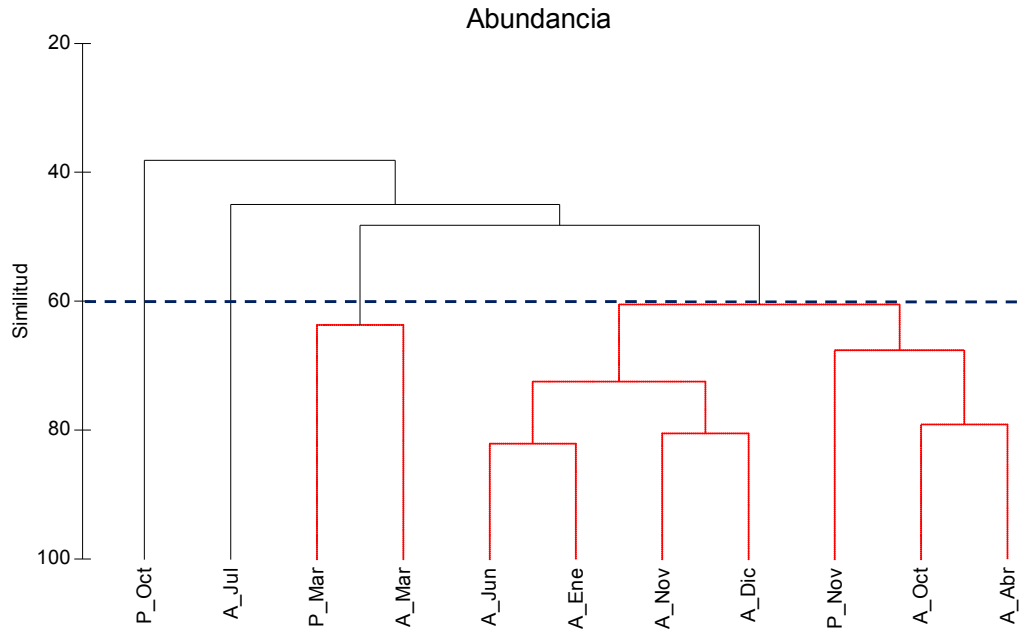


Figura 39. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

El N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, con relación al tiempo y en condiciones de presencia y ausencia de *S. horneri*, mostró el mismo patrón al obtenido con el dendrograma de similitud (Fig. 40). Se observa la formación de dos grupos: un primer grupo con las abundancias encontradas en el mes de marzo, en presencia y ausencia de *S. horneri*, y un segundo grupo con las abundancias encontradas de junio a enero en ausencia, y en noviembre, en presencia de la especie introducida. El nivel de estrés es de 0.11, lo que indica que una excelente representación sin posibilidades de una mala interpretación.

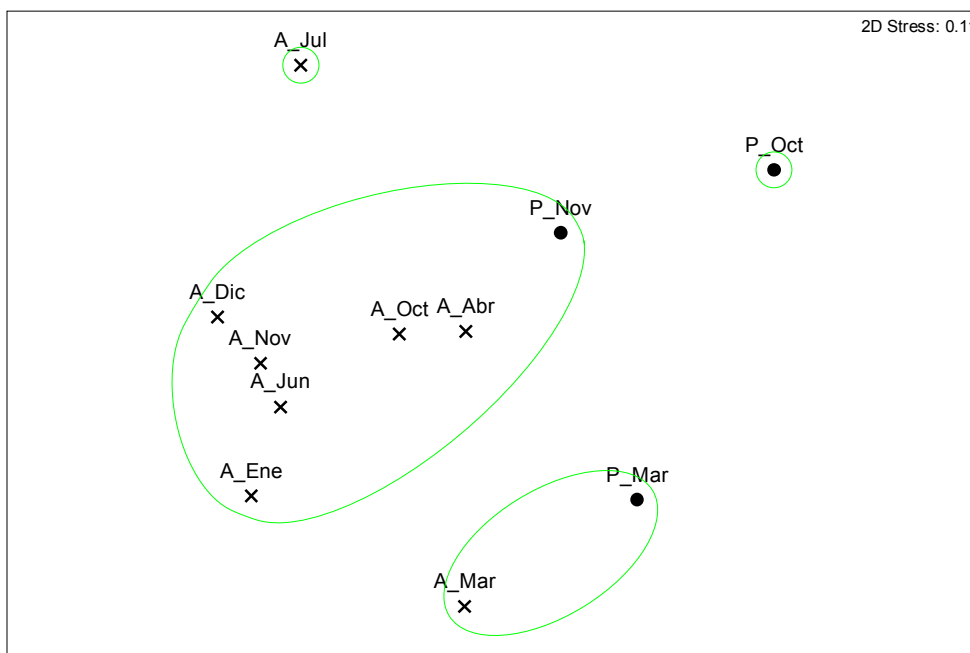


Figura 40. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rincón de Ballenas a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri* y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

III.4.9 Macroinvertebrados de Rancho Packard

En todo el período de estudio fueron cuantificados un total de 1, 139 individuos pertenecientes a 26 Familias, de las cuales Paguridae, Spionidae, Trochidae y Turbinidae, presentaron las abundancia promedio máxima con 32 ± 28 indiv m^{-2} , mientras que la menor abundancia con 4 ± 1 indiv m^{-2} estuvo representada por las familias Aplysiidae, Caecidae, Clathurellidae, Nereididae, Maldanidae, Ophi Dermatidae, Ostreidae y Serpulidae (Tabla XII).

Tabla XII. Abundancia de macroinvertebrados bentónicos (valor promedio) encontrada durante el período de estudio (junio 2009-abril 2010) en Rancho Packard.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)
Bivalvia	Ostreidae	4
Echinoidea	Strongylocentrotidae	16
Gastropoda	Aplysiidae	12
	Buccinidae	12
	Caecidae	4
	Calyptraeidae	16
	Clathurellidae	4
	Conidae	12
	Crepidulidae	16
	Cylichnidae	8
	Fisurellidae	16
	Lottidae	20
	Muricidae	16
	Naticidae	16
	Pyramidellidae	20
	Trochidae	28
Turbinidae	32	
Malacostraca	Majidae	16
	Paguridae	28
Maxillopoda	Balanidae	8
Ophiuroidea	Ophiodermatidae	4
Polychaeta	Maldanidae	4
	Nereididae	4
	Serpulidae	4
	Spionidae	28
Polyplacophora	Ischnochitonidae	16

III.4.10 Influencia de *Sargassum horneri* en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de Rancho Packard

A lo largo del ciclo anual, las Familias Buccinidae, Lottidae, Muricidae, Trochidae y Turbinidae de la Clase Gastropoda, y la Familia Ischnochitonidae de la Clase Polyplacophora fueron las más constantes, determinando en gran medida la estructura de la comunidad.

La diversidad local existente en presencia de *S. horneri* estuvo representada por 16 Familias de macroinvertebrados, mientras que la diversidad cuando *S. horneri* no estuvo presente, fue de 25 Familias. El número de Familias durante los meses de muestreo, fue mayor en los meses de julio y octubre en presencia de *S. horneri*, y cuando esta especie no estuvo presente, el mes de julio fue el que presentó el mayor número de Familias (Fig. 41).

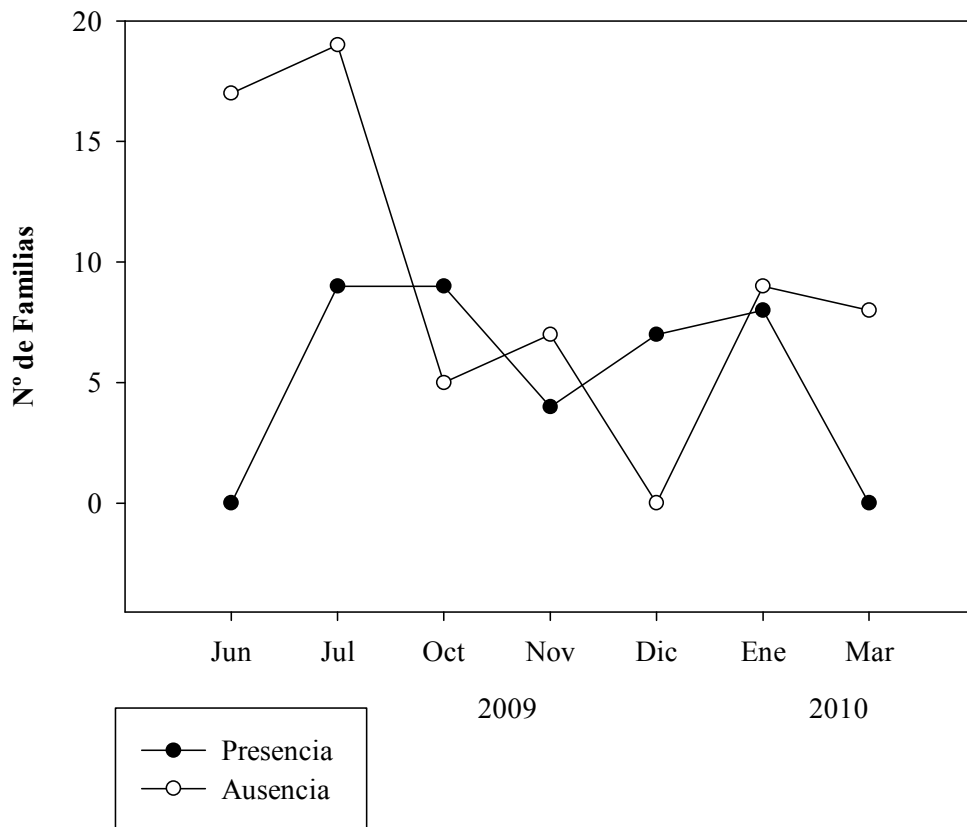


Figura 41. Número de Familias de macroinvertebrados encontradas en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

Comparando la comunidad de macroinvertebrados existente, en presencia y en ausencia de *S. horneri* con respecto a la diversidad de Familias, se obtienen diferencias significativas ($P= 0.01$) entre los diferentes meses de muestreo. En presencia, se obtuvo

el mayor valor en los meses de julio y diciembre, mientras que en ausencia los meses de junio y julio fueron los más diversos (Fig. 42).

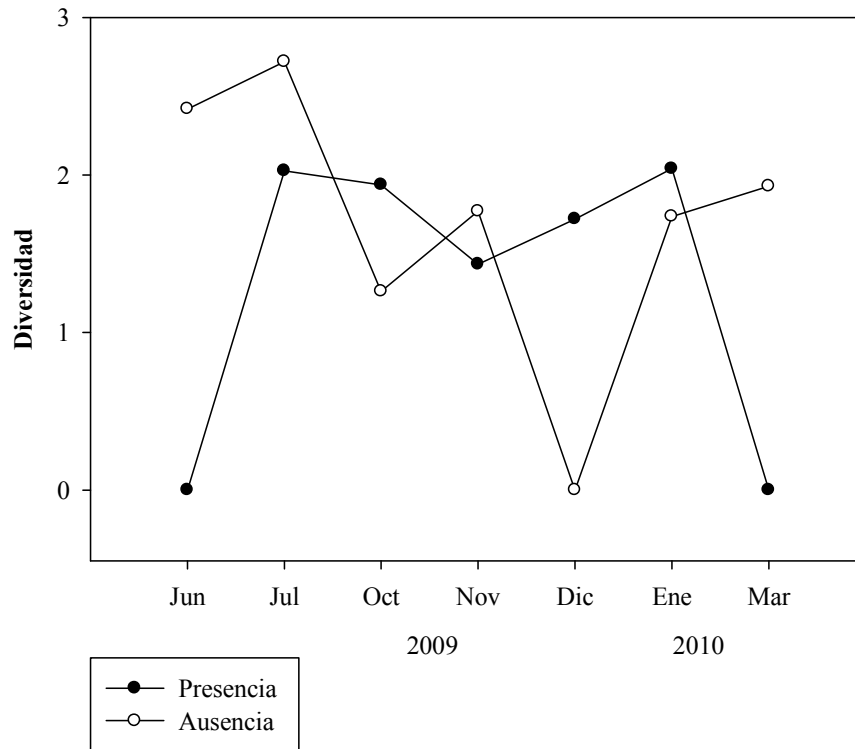


Figura 42. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en presencia-ausencia de *Sargassum horneri* en Rancho Packard durante los meses de muestreo.

III.4.10.1 Abundancia de macroinvertebrados en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri*

En presencia de la especie *S. horneri*, la Familia con mayor abundancia promedio fue Turbinidae con 32 ± 1 indiv m^{-2} , mientras que la Familia con menor abundancia, 12 ± 1 indiv m^{-2} , fue Aplysiidae. En ausencia de la especie introducida, las Familias de mayor abundancia promedio fueron Paguridae, Trochidae y Turbinidae con 28 ± 1 indiv m^{-2} cada una, y las de menor abundancia, 4 ± 1 indiv m^{-2} , fueron Buccinidae,

Clathurellidae, Conidae, Maldanidae, Muricidae, Naticidae, Nereididae, Ophiidermatidae, Ostreidae, Serpulidae y Strongylocentrotidae (Tabla XIII).

Tabla XIII. Abundancia anual (valor promedio) de macroinvertebrados bentónicos, registrados en Rancho Packard, en presencia-ausencia de *Sargassum horneri*.

Clase	Familia	Abundancia (indiv m ⁻²)	
		Presencia	Ausencia
Bivalvia	Ostreidae	---	4
Echinoidea	Strongylocentrotidae	28	4
Gastropoda	Aplysiidae	12	8
	Buccinidae	20	4
	Caecidae	---	4
	Calyptraeidae	20	8
	Clathurellidae	---	4
	Conidae	20	4
	Crepidulidae	20	8
	Cylichnidae	---	8
	Fisurellidae	20	12
	Lottidae	20	16
	Muricidae	24	4
	Naticidae	28	4
	Pyramidellidae	28	8
	Trochidae	28	28
Turbinidae	32	28	
Malacostraca	Majidae	20	8
	Paguridae	---	28
Maxillopoda	Balanidae	---	8
Ophiuroidea	Ophiidermatidae	---	4
Polychaeta	Maldanidae	---	4
	Nereididae	---	4
	Serpulidae	---	4
Polychaeta	Spionidae	28	---
Polyplacophora	Ischnochitonidae	20	8

La abundancia encontrada en presencia de *S. horneri*, no difiere significativamente (P= 0.42) de la abundancia encontrada cuando esta especie no estuvo

presente. A escala espacial, con base en la presencia y la ausencia de *S. horneri*, la abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos no presentó diferencias significativas ($P= 0.442$) entre los niveles de profundidad del perfil de este sitio. Por otra parte, la variación de la abundancia entre los meses de estudio fue estadísticamente significativa ($P= 0.001$), siendo el mes de marzo, con 28 ± 1 indiv m^{-2} , el de mayor abundancia en presencia de *S. horneri*, y en ausencia, el mes de junio con, 20 ± 1 indiv m^{-2} , el mes de mayor abundancia (Fig. 43).

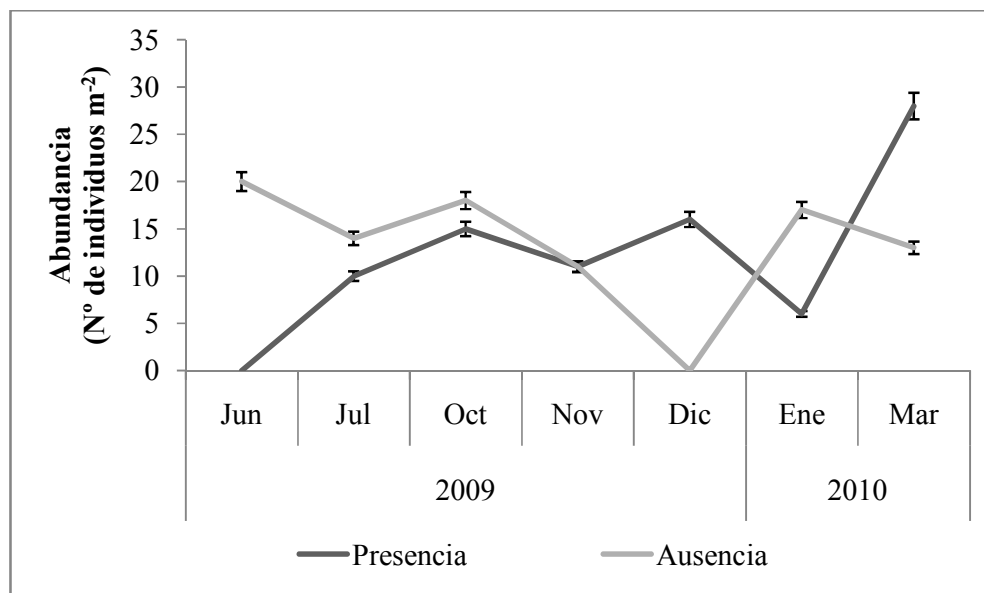


Figura 43. Abundancia promedio de los macroinvertebrados bentónicos locales de Rancho Packard en presencia y en ausencia de *Sargassum horneri* durante los meses de muestreo.

El análisis de Cluster realizado sobre la base de la matriz de abundancias de los taxa de macroinvertebrados por mes, en presencia y en ausencia de *S. horneri*, mostró la formación de cuatro grupos definidos a un nivel de similitud del 60% (Fig. 44). El primero está conformado por las abundancias encontradas en noviembre, tanto en presencia como en ausencia y enero en presencia; el segundo está conformado por la asociación de las abundancias encontradas en junio y julio en ausencia; el tercer grupo lo conforman las abundancias encontradas en marzo y en enero, en ausencia; y el cuarto

grupo está formado por las abundancias de diciembre y julio en presencia, y las abundancias de octubre en ausencia de *S. horneri*.

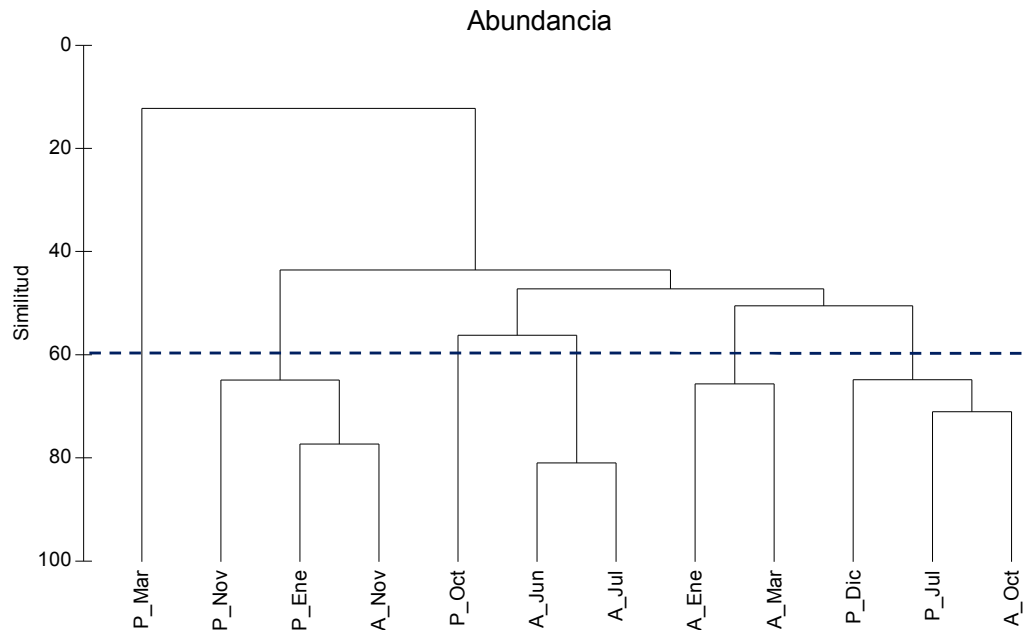


Figura 44. Dendrograma de similitud de la variabilidad temporal (junio 2009–marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard en presencia (P) y en ausencia (A) de *Sargassum horneri*.

El N-MDS realizado sobre la misma matriz de datos, con relación al tiempo y en condiciones de presencia y ausencia de *S. horneri*, mostró el mismo patrón al obtenido con el dendrograma de similitud (Fig. 45). Se observa la formación de cuatro grupos: un primer grupo con las abundancias encontradas en el mes de noviembre y enero en presencia, y en noviembre en ausencia; un segundo grupo con las abundancias encontradas en junio y julio en ausencia; el tercer grupo con las abundancias de enero y marzo en ausencia; y el cuarto grupo formado con las abundancias de diciembre y julio en presencia y octubre en ausencia de *S. horneri*. El nivel de estrés es de 0.12, lo que indica que una excelente representación sin posibilidades de una mala interpretación.

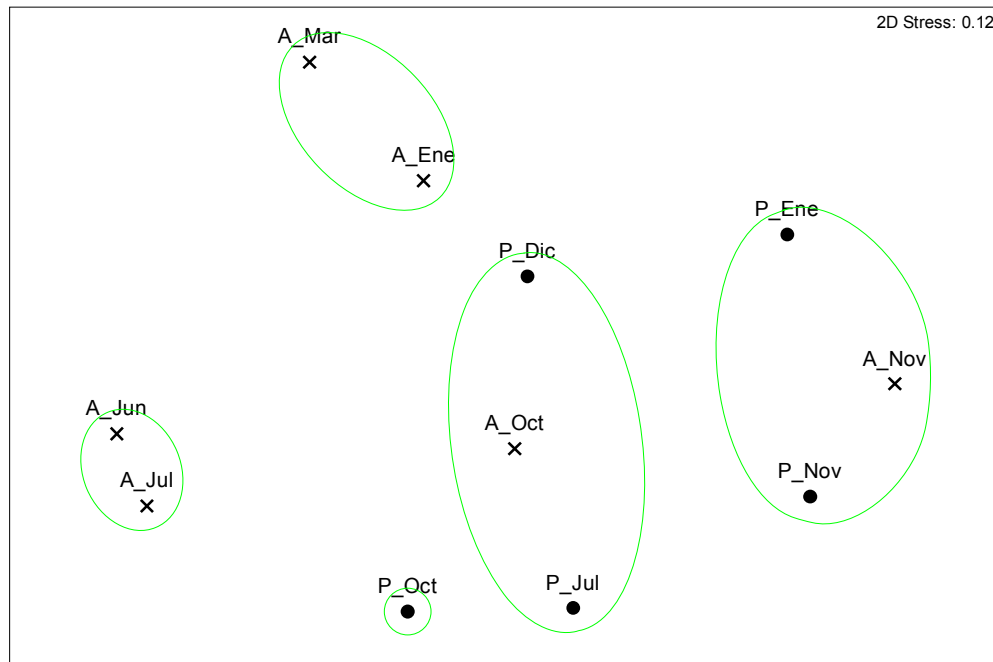


Figura 45. Ordenación (N-MDS) de la variabilidad temporal (junio 2009-marzo 2010) de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos locales en Rancho Packard a un 60% de similitud, en condiciones de presencia (P) y de ausencia (A) de *Sargassum horneri*. Los puntos son abundancias en presencia de *Sargassum horneri*; y las cruces son abundancias en ausencia de *S. horneri*.

IV. Discusión

IV.1 Variaciones en la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri*

En ninguno de los dos sitios de estudio se encontraron variaciones en la biomasa, o en la abundancia de *S. horneri*, en función de la profundidad. Con respecto a las variaciones en función del tiempo, en Rincón de Ballenas no hubo diferencias significativas, lo que pudiera estar relacionado con el hecho de que en este sitio se registró la menor biomasa y abundancia de la especie, y a que sólo se encontró en tres de los ocho meses de muestreo (octubre, noviembre y marzo). En cambio, en Rancho Packard, tanto la biomasa como la abundancia de *S. horneri*, presentaron diferencias estadísticamente significativas en función del tiempo, con los valores más altos registrados en primavera y los valores más bajos en el verano

Al comparar con estudios del género *Sargassum* en otros sitios, se observa que el desarrollo vegetativo y reproductivo de esta especie presenta un marcado ciclo estacional (Nicholson *et al.*, 1981; Critchley, 1984; Núñez-López y Casas-Valdez, 1996), el cual coincide con el observado en este estudio: la biomasa y abundancia mínimas se registraron cuando el alga se encontraba en estado senescente (julio-noviembre), estas variables incrementaron cuando el alga inició su crecimiento vegetativo (diciembre-enero), y los valores máximos se registraron cuando el alga alcanzó su madurez (marzo). En los cuadrantes fijos se encontró el mismo comportamiento fenológico que el registrado a lo largo de los transectos, en los cuales no se obtuvieron datos de biomasa, pero sí de longitud y abundancia. Estas variables mostraron un incremento durante el invierno, periodo en el que sólo se encontraron plántulas. En marzo no se tuvieron registros de esta especie dentro de los cuadrantes fijos, debido a que las condiciones ambientales no permitieron llevar a cabo el trabajo de campo. Durante el verano, que es el período de deterioro de *Sargassum* (Núñez-López y Casas-Valdez, 1997), en los cuadrantes fijos se registró la ausencia de ejemplares adultos.

Los cambios en la talla del género *Sargassum* están estrechamente relacionados con los diferentes estadios del alga (Núñez-López y Casas-Valdez, 1996, 1997), lo que se observó también en este estudio: las tallas menores se presentaron cuando las algas estaban en estado juvenil y senescente, y aunque no se tienen registros de la talla cuando las algas alcanzaron su madurez, en el invierno se observa un incremento de ésta, comparado con las tallas registradas en el otoño. Nuestros resultados coinciden con el patrón estacional reportado por Díaz-Villa *et al.* (2005) y Ateweberham *et al.* (2009) para otras especies de *Sargassum* en otros sitios geográficos (Tabla XIV).

Tabla XIV. Cambios en la talla promedio de *Sargassum* spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.

Espece	Sitio	Época	Talla (cm)	Etapa fenológica	Autor
<i>Sargassum ilicifolium</i>	Mar Rojo	Otoño	15	crecimiento	Ateweberham et al (2009)
		Invierno	16		
		Primavera	20	reproducción	
		Verano	12	senectud	
<i>S. subrepandum</i>	Mar Rojo	Otoño	35	crecimiento	Ateweberham et al (2009)
		Invierno	70		
		Primavera	120	reproducción	
		Verano	20	senectud	
<i>S. orotavicum</i>	Islas Canarias, España	Otoño	5	crecimiento	Díaz-Villa et al (2005)
		Invierno	12		
		Primavera	25	reproducción	
		Verano	10	senectud	
<i>S. sinicola</i>	Bahía Magdalena, Baja California Sur, México	Otoño	23	senectud	Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte (1999)
		Invierno	20	crecimiento	
		Primavera	15		
		Verano	25	reproducción	

Continuación Tabla XIV. Cambios en la talla promedio de *Sargassum* spp. en relación a la etapa fenológica del género, en diferentes sitios del mundo.

Especie	Sitio	Época	Talla (cm)	Etapa fenológica	Autor
<i>S. horneri</i>	Punta Banda, Baja California México	Otoño	5-53	crecimiento	Este trabajo
		Invierno	35-120		
		Primavera	No evaluado	reproducción	
		Verano	0	senectud	

La literatura sobre la biología y la ecología de la especie *S. horneri* no es muy abundante debido a que es una especie introducida de la cual solo se tienen reportes de su presencia en California (Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009) y en Baja California (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007), por lo que para un análisis comparativo utilizamos referencias asiáticas, aunque no presentan datos de abundancia (Tabla XV). Comparando los datos de esta tabla con los nuestros, se observa que nuestros resultados son similares a los obtenidos en Japón, en donde los valores máximos de la biomasa y abundancia de *S. horneri* se registraron durante la primavera, cuando la especie introducida había alcanzado su madurez, mientras que los valores mínimos se registraron durante el otoño cuando se produjeron las nuevas plántulas, y en el verano cuando *S. horneri* llegó a la senectud. La longitud registrada en este trabajo fue menor a la reportada por otros autores, a diferencia de la biomasa, que en este trabajo fue dos veces mayor a la reportada (Umesaki, 1984; Yoshida *et al.*, 2001; Pang *et al.*, 2009) (Tabla XV).

Tabla XV. Variables reportadas para *Sargassum horneri* en el continente Asiático y en Baja California, México.

Sitio	Época	Biomasa (g)	Abundancia (N° indiv)	Longitud (cm)	Etapas fenológica	Autor
China	Otoño	No evaluado	No evaluado	25	No evaluado	Pang et al (2009)
	Verano			75		
	Invierno			170		
Japón	Otoño	No evaluado	No evaluado	18	Juveniles	Umezaki (1984)
	Invierno	6		95	Reproductivo	
	Primavera	28		161		
	Verano	No evaluado		No evaluado	Senectud	
Japón	Verano	0	No evaluado	2	No evaluado	Yoshida et al (2001)
	Invierno	25		205		
	Primavera	48		254		
Baja California	Verano	3	1	0	Senectud	Este trabajo
	Otoño	44	9	29	Juveniles	
	Invierno	64	8	78		
	Primavera	78	10	No evaluado	Reproductivo	

IV. 2 Variación de la biomasa y abundancia de *Sargassum horneri* en función de las variables ambientales

En Rincón de Ballenas no hubo ninguna correlación estadísticamente significativa entre las variables ambientales y la biomasa y abundancia de *S. horneri*, lo que podría deberse a que, como ya se mencionó, el alga introducida no estuvo bien representada en este sitio, dada su baja abundancia y baja cantidad de biomasa. Bajo estas condiciones, parece que hubiera sido necesario coleccionar un mayor número de muestras cada mes, por lo que para discutir este estudio solo tomaremos en cuenta los resultados obtenidos en Rancho Packard.

En Rancho Packard, la correlación entre la biomasa, abundancia y horas de exposición al aire no fue significativa. Las horas de exposición variaron a lo largo del perfil del sitio y a lo largo del año, mientras que la biomasa y la abundancia no variaron significativamente, en espacio (profundidad).

No podemos descartar el que las características del sitio, como la topografía y el tipo de sustrato, determinen que las horas de exposición al aire, por efecto de la marea, no sean una variable determinante en el ciclo de vida de *S. horneri* (McCourt, 1984; Ricketts *et al.*, 1985). En cuanto a la topografía, los transectos que se colocaron en Rancho Packard, quedaron ubicados por encima del NBMI de +0.5 a -0.2 m, lo que determinó un elevado número de horas de exposición al aire y por lo tanto, mayor exposición al aire. La desecación que esto provoca es considerada como un factor de estrés fisiológico (Turner, 1985; Riis y Hawes, 2003, Menge *et al.*, 2005). El sustrato en Rancho Packard se caracteriza por el predominio de roca maciza, que no es susceptible de ser transportado por las corrientes de agua (Aveldaño *et al.*, 2003), lo que le permite a *S. horneri* una mejor fijación y por lo tanto mayor resistencia a las olas y a las mareas, lo cual podría explicar su presencia y el registro de una mayor biomasa y abundancia en este sitio. El hecho de que no encontremos una correlación significativa entre la biomasa, abundancia y horas de exposición al aire, puede ser atribuido a las características morfológicas del género *Sargassum*. Sin embargo, no encontramos información que explique la falta de correlación entre la variación espacio-temporal de la biomasa y abundancia de *S. horneri* y las horas de exposición al aire, para poder comparar nuestros resultados.

El análisis general de la temperatura superficial del mar (TSM) mostró una variación temporal, con valores altos en verano y bajos en primavera (Fig. 8). De acuerdo a Lara-Lara *et al.* (2003), los índices de surgencia costera en Baja California presentan mayor intensidad de marzo a junio. Las aguas transportadas por la surgencia se caracterizan por sus bajas temperaturas y sus concentraciones elevadas de nutrientes inorgánicos disueltos y son transportadas hacia la costa por advección durante el período de flujo de marea (Álvarez-Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Farfán y Álvarez-Borrego, 1983; Lara-Lara *et al.*, 2003). La influencia de las surgencias podría

explicar las diferencias de temperatura observadas en los meses antes mencionados. En cuanto a la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR), ésta muestra un patrón temporal con valores altos durante el verano y los mínimos durante el invierno. Las variaciones en la irradiancia tienden a estar fuertemente relacionadas con las condiciones ambientales locales, más que por un cambio en la época del año (Lüning, 1981; Sánchez-Rodríguez y Cervantes Duarte, 1999) como la turbidez que es una variable que interfiere con la profundidad de penetración de la luz (García de Ballesteros y Larroque, 1976).

En Rancho Packard, la TSM presentó correlación negativa con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, y PAR presentó correlación negativa sólo con la biomasa. Hernández-Herrera *et al.* (2005), mencionan que la abundancia de las macroalgas, no está relacionada solamente con los factores ambientales, también está relacionada con la estacionalidad en base a sus características fenológicas y los requerimientos ambientales para el desarrollo de cada especie. Los estudios de Sánchez-Rodríguez y Cervantes-Duarte (1999), Rivera y Scrosati (2006), Aguilar-Rosas *et al.* (2007) y Suárez-Castillo (2008), que han trabajado en Baja California, no dan información sobre la influencia de las variables ambientales sobre la biomasa y abundancia, por lo que para un análisis comparativo se utilizaron los datos que se han reportado en Asia, de donde es originaria la especie (Tabla XVI).

Analizando los resultados de nuestros dos sitios de estudio y comparando estos datos con los reportados en la literatura, podemos decir que las variaciones en la temperatura superficial del mar (TSM) a lo largo de un ciclo anual influyen en los cambios en la biomasa y la abundancia de *S. horneri*. Al ser una especie de clima templado (Choi *et al.*, 2008), se encontró la mayor biomasa y abundancia en la época de primavera, coincidiendo con el valor mínimo de TSM; mientras que durante el verano, a mayor TSM, la biomasa y abundancia de *S. horneri* fueron mínimas. Por otro lado, PAR presentó una relación inversa con la biomasa, ya que al aumentar la cantidad de radiación, la biomasa de *S. horneri* disminuyó. La irradiancia es un factor ambiental que influye en el crecimiento de *Sargassum* spp. (Hales y Fletcher, 1989, 1990), *S. horneri* requiere bajos niveles de irradiancia para alcanzar su óptimo crecimiento (Chi *et al.*,

2008), y mientras mayor sea la talla de *Sargassum*, mayor será la biomasa que esta especie presente (Núñez-López y Casas-Valdez, 1997).

Tabla XVI. Cambios en las variables biológicas de *Sargassum horneri* en respuesta a los cambios estacionales de temperatura superficial del mar (TSM) e irradiancia (PAR).

Sitio	Época	Biomasa (g)	Abundancia (N° indiv)	Temp. (°C)	PAR (mol m ⁻² s ⁻¹)	Autor
Japón	Verano	0	No evaluado	25-26	No evaluado	Yoshida et al. (2001)
	Invierno	25		8-10		
	Primavera	48		10-11		
Baja California	Verano	3	1	19.40	55.26	Este trabajo
	Otoño	44	9	18.04	31.96	
	Invierno	64	8	15.85	22.88	
	Primavera	78	10	15.50	40.50	

El efecto de la TSM y PAR como variables ligadas a las biomasa de *S. horneri* es reportada por Yoshida *et al.* (2001), quienes mencionan que los valores más altos en la biomasa de *S. horneri* se registran a temperaturas entre los 10 y 15 °C, e irradiancias entre los 20 y 40 mol m⁻² s⁻¹, lo que corresponde con lo reportado en nuestro estudio. Estos datos apoyan la hipótesis de que los cambios estacionales en la TSM e irradiancia determinan cambios en la biomasa y abundancia de *S. horneri*. Sin embargo, se considera necesario medir de manera continua las variables ambientales, de manera que se pueda tener un seguimiento de la influencia de éstas sobre la presencia, distribución, biomasa y abundancia de *S. horneri*, y que profundice en los resultados de nuestro estudio.

IV.3 Influencia de *Sargassum horneri* en la diversidad, biomasa y abundancia de las especies macroalgales nativas

Aunque solo una pequeña porción de las especies introducidas se convierte en especies invasivas, éstas pueden causar la extinción de especies nativas, reducir la

diversidad y cambiar el funcionamiento del hábitat receptor (Rahel, 2000; Crooks, 2002).

El desplazamiento de macroalgas nativas por la introducción de especies de macroalgas exóticas ha sido ampliamente documentado, indicando que las especies introducidas pueden provocar cambios en la composición de las especies y que el impacto sobre las comunidades nativas puede variar en función del conjunto invadido (Chambers *et al.*, 1993; Viejo, 1997; Chapman, 1999; Pazzi *et al.*, 2001; Levin *et al.*, 2002; Britton-Simmons, 2004; Sánchez y Fernández, 2005; Strong *et al.*, 2006). Sin embargo, no existen estudios que indiquen el impacto que puede llegar a tener *S. horneri* como especie introducida, sobre las comunidades nativas del hábitat receptor.

De las 26 especies de macroalgas encontradas en este estudio, todas son especies nativas excepto *Sargassum muticum* que es una especie introducida, originaria de Asia y que presenta las mismas características vegetativas y reproductivas que *S. horneri* (Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009); razón por la cual, para un análisis comparativo, utilizamos referencias cuyos resultados describen el impacto que ha tenido esta especie sobre especies nativas.

En Rincón de Ballenas no hubo diferencias significativas entre la biomasa y la abundancia de las algas nativas encontradas en presencia de *S. horneri*, con respecto a la biomasa y abundancia encontradas en donde esta especie exótica no estuvo presente; esto podría estar relacionado, como se mencionó anteriormente, con el hecho de que en este sitio se registró la menor biomasa y abundancia de *S. horneri*, y que solo se encontró en tres de los ocho meses de muestreo. Además de que en Rincón de Ballenas se registró a *S. muticum* como una de las especies que presentaron mayor biomasa y abundancia en este estudio. A pesar de que no hay literatura que documente la competencia entre estas dos especies, como ya se mencionó en la Introducción, *S. muticum* es un alga parda originaria de Japón, cuyas características de un rápido crecimiento, un potencial reproductivo muy elevado (Nicholson *et al.*, 1981), la capacidad de soportar amplias variaciones de salinidad y temperatura, y la presencia de numerosas estructuras de flotación que le permiten una dispersión a grandes distancias

(De Wreede, 1980; Norton, 1981), le confieren un carácter invasivo, y por lo tanto compite con otras especies provocando un descenso en su abundancia (De Wreede, 1980; Viejo, 1997; Britton-Simmons, 2004). Esta dominancia de *S. muticum* podría explicar la escasa presencia de *S. horneri* y su reducida biomasa y abundancia en Rincón de Ballenas. En cambio, en Rancho Packard, donde la biomasa y abundancia de *S. muticum* fue reducida, la presencia de *S. horneri* fue dominante siendo una de las cinco especies que presentaron mayor biomasa y abundancia en este sitio, y tanto la biomasa como la abundancia de las algas nativas presentaron diferencias significativas en función de la presencia y la ausencia de *S. horneri*. Debido a la dominancia de *S. horneri* en este sitio y a la falta de diferencias significativas en Rincón de Ballenas, se discutirá utilizando únicamente los resultados obtenidos en Rancho Packard.

Los estudios de *Sargassum* sp. como especie introducida varían en cuanto a sus conclusiones sobre el efecto que esta especie puede tener sobre las comunidades nativas. En hábitats submareales se ha demostrado que *Sargassum* tiene efectos negativos sobre las algas nativas al alcanzar densidades elevadas que provocan una reducción en la cantidad de luz disponible (Ambrose y Nelson, 1982; Staehr *et al.*, 2000; Britton-Simmons, 2004), mientras que en las zonas intermareales se ha encontrado poco o ningún impacto de *Sargassum* como especie introducida, al ser una especie mejor adaptada a la zona submareal, en donde representa un componente que le provee heterogeneidad al hábitat (De Wreede, 1983; Viejo, 1997; Sánchez y Fernández, 2005; Buschbaum *et al.*, 2006; Harries *et al.*, 2007). Nuestros resultados en Rancho Packard indican un cambio en las variables biológicas (riqueza, diversidad, biomasa y abundancia) de las macroalgas nativas, en función de la presencia y ausencia de *S. horneri*. En presencia de esta especie, los valores mínimos de las variables medidas en las macroalgas nativas se registraron durante la primavera, cuando *S. horneri* presentó su mayor biomasa, mientras que cuando la biomasa de *S. horneri* fue mínima, se registraron valores más elevados en las variables de las algas nativas; a diferencia de lo que se registró en condiciones de ausencia, en donde la mayor biomasa y abundancia de las algas nativas se presentó durante el verano, y la diversidad y la riqueza fue mayor en primavera. A pesar de estas diferencias en función de la presencia y ausencia de la

especie introducida, la mayor riqueza, diversidad, biomasa y abundancia de las algas nativas se registró durante el otoño (Tabla XVII).

Tabla XVII. Variables biológicas (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard en presencia de la especie introducida, durante el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	<i>Sargassum horneri</i>		Macroalgas nativas			
	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (N° indiv m ⁻²)	Riqueza (N° de especies)	Diversidad (H')	Biomasa (g m ⁻²)	Abundancia (N° indiv m ⁻²)
Verano	6	1	5-15	2.09	42	5
Otoño	44	9	7-17	2.3	58	5
Invierno	64	8	6-8	1.7	36	4
Primavera	78	10	6	0.8	12	2

S. horneri al igual que *S. muticum*, forma una densa cobertura cuando llega a ser abundante. Esta densa cobertura puede reducir la luz, incrementar la sedimentación y reducir las concentraciones de nutrientes disponibles en el ambiente, para la especies de algas nativas, y así tener un efecto negativo en la comunidades nativas (Britton-Simmons, 2004). Las especies introducidas de *Sargassum* son un fuerte competidor con la flora local en cuanto a espacio y luz, ya que su rápido crecimiento, su gran biomasa y su densidad pueden impedir el asentamiento y desarrollo de otras algas (Critchley *et al.*, 1986, Staehr *et al.*, 2000), razón que podría explicar porque en nuestro estudio encontramos una menor riqueza y diversidad de especies nativas, cuando *S. horneri* presentó su mayor biomasa; al igual que el estudio realizado en Dinamarca por Peter *et al.* (2000), en el que reportan que el número de especies y la diversidad de macroalgas fueron afectados con el aumento de la densidad y biomasa de una especie introducida de Sargazo (*Sargassum muticum*), y que el continuo aumento de la cobertura de esta especie causó la disminución de la diversidad, debido a que la especie introducida llegó a ser dominante.

En cuanto a la biomasa y la abundancia de las algas nativas, *Sargassum*, como una especie introducida, puede establecerse en un hábitat intermareal y submareal en el que forma bosques densos que pueden provocar cambios en los conjuntos de macroalgas nativas a través de interacciones competitivas por el espacio (Ambrose y Nelson, 1982; Viejo, 1997; Britton-Simmons, 2004). En nuestro estudio, cuando *S. horneri* presentó la mayor biomasa, se registró la menor biomasa de clorofitas, feofitas y rodofitas; mientras que a menor biomasa de *S. horneri*, se registró la mayor biomasa de clorofitas y feofitas. La mayor biomasa de rodofitas se registró durante el invierno, época en la que *S. horneri* se encontraba en la etapa de crecimiento (Tabla XVIII). En esta época se observó la acumulación de algas rojas calcáreas como *Lithothrix aspergillum* y *Corallina frondescens*, y durante la primavera, cuando *S. horneri* fue dominante, no se encontraron estas especies; esto podría deberse a la morfología de estas especies de algas rojas que, al carecer de una estructura vertical, son vulnerables a un aumento en la densidad del alga introducida (Aguilar-Rosas, 1982).

Tabla XVIII. Variación de la biomasa (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard durante el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	Biomasa (gm ⁻²)			
	<i>S. horneri</i>	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta
Verano	6	3	23	55
Otoño	44	1	21	60
Invierno	64	0	13	104
Primavera	78	1	12	18

En Rancho Packard, la mayor abundancia de *S. horneri* se registró en la primavera, época en la que se obtuvo la menor abundancia de clorofitas, feofitas y rodofitas; mientras que la menor abundancia de *S. horneri* se registró en el verano, cuando se encontró la mayor abundancia de las algas nativas como *Dictyopteris undulata*, *Petrospongium rugosum*, *Zonaria farlowii* (Phaeophyta); *Corallina frondescens*, *Amphiroa zonata* (Rhodophyta) y *Ulva nematoidea* (Chlorophyta) (Tabla XIX).

Tabla XIX. Variación en la abundancia (valor promedio) de *Sargassum horneri* y las macroalgas nativas de Rancho Packard en el ciclo anual 2009-2010.

Estación del año	Abundancia (N° indiv m ⁻²)			
	<i>S. horneri</i>	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta
Verano	1	3	4	5
Otoño	9	1	4	4
Invierno	8	0	4	3
Primavera	10	1	2	2

Algas foliosas como *Ulva* sp. pueden ser inhibidas por *Sargassum* debido a la competencia por luz (Britton-Simmons, 2004). Estudios realizados por Steen y Rueness (2004), en Noruega, han demostrado que *Sargassum* es capaz de crecer más rápido que la mayoría de las algas pertenecientes a la división Phaeophyta; y en cuanto a las algas rojas, la mayoría de éstas solo están presentes durante la primavera y el verano, o experimentan la mayor parte de su crecimiento durante este tiempo (Britton-Simmons, 2004) ya que es el período de reproducción de muchas especies de algas rojas. Todo esto podría explicar porque se registra una menor biomasa y abundancia de las algas nativas cuando existe una mayor biomasa y abundancia de *S. horneri*. Sin embargo, los valores altos de biomasa, abundancia, riqueza y diversidad de especies registrados durante el otoño, posiblemente sean el resultado de las diversas relaciones que se establecen entre las condiciones ambientales y los intervalos de tolerancia de las especies presentes en cada localidad (Loban y Harrison, 1994). El oleaje es considerado como un agente de disturbio, Menge *et al.* (2005), reportan un aumento en la diversidad de especies conforme aumenta el grado de exposición al oleaje; Riis y Hawes (2003) reportan que la diversidad disminuye conforme aumenta el disturbio y, Nishihara y Terada (2010) reportan que la riqueza de clorofitas y rodofitas disminuye cuando la energía de las olas aumenta, mientras que en las feofitas se observa un aumento en su riqueza. Otros factores que afectan el desarrollo de las comunidades y de sus especies son la salinidad, temperatura, O₂, pH, entre otros (Dawes, 1986; Scagel *et al.*, 1991; Mendoza-González y Mateo-Cid, 1992; Ortega, 1995). Sin embargo, cada grupo algal responde de una manera diferente (Mc Court, 1984; Lüning y Kadel, 1993; Stimson *et al.*, 1996; Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002).

La diferencia estadística encontrada en las variables bióticas medidas en este estudio, en función de la presencia y de la ausencia de *S. horneri*, concuerda con los resultados reportados en la literatura. Con base en nuestros resultados y en la literatura, podemos aceptar la hipótesis planteada en este estudio: la variación de la biomasa y la abundancia de *S. horneri* determina cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroalgas.

IV.4 Influencia de *Sargassum horneri* en la riqueza, diversidad y abundancia de las familias nativas de macroinvertebrados bentónicos

Los bosques de *Sargassum* forman un sustrato que puede ser utilizado por numerosos organismos como epífitas, epifauna y macroinvertebrados, además de que funciona como un hábitat esencial para el establecimiento de las especies asociadas a ésta (Mukai, 1971; Schreider *et al.*, 2003; Wells y Rooker, 2004; Foster *et al.*, 2007; Suárez-Castillo, 2008; Valdez-Navarrete, 2008).

Son muchos los estudios existentes sobre la fauna asociada a grupos vegetales. Abele (1974-1976), Spight (1977) y Menge *et al.* (1985) encontraron que al aumentar la complejidad del hábitat, aumentaba la riqueza de crustáceos decápodos, moluscos e invertebrados asociados a las macroalgas; Hicks (1977, 1980, 1982) reporta correlaciones positivas entre la complejidad de los bosques de macroalgas y la diversidad de copépodos en zonas intermareales. Entre los estudios que se han realizado sobre la fauna asociada a *Sargassum* se encuentran los de Stachowicz *et al.* (1999, 2002), White y Shurin (2007) quienes demostraron la existencia de relaciones negativas entre el número de taxones nativos y la introducción de *Sargassum*, mientras que Britton-Simmons (2004) encontró que el erizo *Strongylocentrus droebachiensis* fue afectado de manera indirecta cuando su alimento, las algas *Laminaria*, *Alaria* y *Nereocystis*, disminuyeron su abundancia como consecuencia de la competencia de estas especies con *Sargassum*.

Para *S. horneri* no se tiene conocimiento de estudios sobre su fauna asociada, ni del posible impacto que ésta pudiera tener sobre la fauna nativa. Este hecho reside en

que los trabajos que se tienen de esta especie están enfocados en reportar su presencia, y distribución en el hábitat colonizado (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2007; Miller y Engle, 2009).

En nuestro estudio, la diversidad, riqueza y abundancia de las familias de invertebrados mostraron un patrón de fluctuación temporal con variaciones significativas, lo que indica que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, cambió a lo largo del período de estudio. Sin embargo, estas variables no difirieron significativamente en función de la presencia o ausencia de *S. horneri*. Es posible que el desarrollo poblacional de los macroinvertebrados bentónicos nativos no esté influenciado por el desarrollo de *S. horneri*, sin embargo, resultados con niveles taxonómicos bajos ocasiona una pérdida de información del papel ecológico del hábitat sobre las especies asociadas (Suárez-Castillo, 2008). Los estudios han demostrado que la introducción de *Sargassum* sp. provoca un aumento en la abundancia de la fauna asociada (Wernberg *et al.*, 2004), ya que las frondas de *Sargassum* aumentan la heterogeneidad del hábitat y proporcionan cobertura para la fauna nativa (Buschbaum, 2005).

Debido a los resultados obtenidos concluimos que en nuestro caso, la variación en la biomasa y la abundancia de *S. horneri* no determinó cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, las familias que determinaron la estructura de la comunidad en este estudio (Trochidae, Turbinidae, Muricidae, Fisurellidae), son características de la zona intermareal y están adaptadas a las zonas expuestas al oleaje (Serra *et al.*, 2001), y la mayoría de las especies pertenecientes a esta familias, utilizan a *Sargassum* sp. como alimento y áreas de refugio cuando incrementan las fuerzas hidrodinámicas o el estrés por depredación (Alfaro y Carpenter, 1999). La información generada en este estudio permite ver la necesidad de realizar estudios a nivel de especie, que permitan conocer la composición taxonómica de la fauna asociada a la especie introducida y su uso del hábitat.

Durante este estudio encontramos diferencias en los periodos de valores máximos entre los dos sitios de estudio: Rincón de Ballenas presenta los valores máximos de riqueza y diversidad de especies durante el otoño, mientras que en Rancho Packard, estas variables alcanzan sus máximos durante el verano. Las abundancias son máximas en invierno en Rincón de Ballenas y en primavera en Rancho Packard. Estos resultados enfatizan el hecho de que a pesar de la poca distancia que separa a los dos sitios de estudio, sus condiciones ambientales son diferentes y la fauna responde a ellas. La diferencia entre sitios puede estar influenciada por las características del sustrato de cada sitio, un sustrato formado de grandes rocas, con grietas y pendientes abruptas, influye de forma positiva sobre la comunidad de invertebrados, mientras que en sustrato constituido por pequeñas rocas, cantos rodados y gravas, hace posible el establecimiento solo de organismos que se han adaptado a estos ambientes (Fernández y Jiménez, 2006). La flora y la fauna costera presentan grandes cambios estacionales relacionados con los cambios de temperatura del agua (Dawson 1944; Thomson *et al.*, 2000). Foster *et al.* (2007) mencionan que cambios estacionales en la fauna marina pueden ser resultado de un reclutamiento periódico, seguido de mortandad por altas temperaturas, razón por la cual para entender y explicar la variación anual de invertebrados, se sugiere estudiar el reclutamiento y crecimiento de las familias encontradas en este estudio, a nivel de especie.

V. Conclusiones

S. horneri mostró un cambio en su biomasa y su abundancia a través del tiempo en Rancho Packard, no así en Rincón de Ballenas

La biomasa y abundancia de *S. horneri* no variaron en función de la profundidad en ninguno de los dos sitios seleccionados.

Los dos sitios de estudio fueron diferentes en cuanto al tipo de sustrato, las horas de exposición al aire y la biomasa y abundancia de *S. horneri*.

La Temperatura superficial del mar (TSM) presentó una correlación negativa y significativa con la biomasa y la abundancia de *S. horneri*, en Rancho Packard. Los valores máximos de biomasa y abundancia coincidieron con los valores mínimos de TSM, durante la primavera.

La Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) presentó una relación inversa y significativa con la biomasa en Rancho Packard, en la que las mayores biomásas coincidieron con los valores mínimos de irradiancia, en primavera.

Las macroalgas nativas presentaron cambios en su riqueza, diversidad, biomasa y abundancia, en función de la presencia y la ausencia de *S. horneri*.

Los valores máximos de biomasa y abundancia de *S. horneri* resultaron en valores mínimos en la riqueza, la diversidad, la biomasa y abundancia de las algas nativas.

La riqueza, diversidad y abundancia de las Familias de macroinvertebrados mostraron diferencias temporales. Rincón de Ballenas presentó los valores máximos de riqueza y diversidad de especies durante el otoño, y valores mínimos en la primavera. Las abundancias fueron máximas en invierno y mínimas en verano. En Rancho Packard, la

riqueza y la diversidad alcanzaron sus máximos durante el verano y mínimos en el invierno. La abundancia fue máxima en primavera y mínima en verano.

La riqueza, diversidad y abundancia de las Familias de macroinvertebrados nativos no cambiaron en función de la presencia-ausencia de *S. horneri*.

La variación en la biomasa y la abundancia de *S. horneri* no determinó cambios en la composición y abundancia de las comunidades nativas de macroinvertebrados bentónicos.

Recomendaciones para futuras investigaciones

Para tener una visión general más completa acerca de la relación entre la biomasa y la abundancia de *S. horneri* con las variables ambientales, se sugiere tomar registros continuos de luz y temperatura superficial del mar *in situ*. También recomendamos medir otras variables como la turbidez del agua con el fin de evaluar diferencias entre sitios, que pudieran ayudar a explicar cambios en la estructura de los bosques de macroalgas.

Se sugiere diseñar un muestreo que permita analizar el efecto de las horas de exposición al aire sobre la biología de *S. horneri*, en particular, y de las macroalgas nativas, en general.

Para confirmar la existencia de una interacción competitiva entre *S. horneri* y las macroalgas nativas, es necesario llevar a cabo estudios a mayor escala espacio-temporal; por ejemplo, una escala espacial que incluya hábitats submareales y más sitios de muestreo y una escala temporal mayor a un ciclo anual.

En Rincón de Ballenas, la especie invasora *Sargassum muticum* fue dominante, mientras que *S. horneri* presentó una reducida biomasa y abundancia en este sitio. Por tal motivo se recomienda hacer un estudio que documente la competencia entre estas

dos especies, para evaluar si la dominancia de *S. muticum* ayuda a explicar la escasa presencia de *S. horneri* en este sitio.

Con el propósito de estudiar más a fondo los cambios en la composición y abundancia de los macroinvertebrados nativos, se recomienda trabajar con niveles taxonómicos a nivel especie, además de llevar a cabo estudios experimentales que documenten los efectos de *S. horneri* sobre la fauna.

VI. Literatura Citada

- Abbott, I.A., G.J. Hollenberg. 1976. Marine Algae of California. Stanford University Press, Stanford, California. 827pp.
- Abbott R.T. 1991. Seashells of the Northern Hemisphere. Smithsonian Publishers, Primera edición. Gallery Books, New York. 191pp.
- Abele, L. G. 1974. Species diversity of decapod crustaceans in marine habitats. *Ecology* 55: 156-161.
- Abele, L. G. 1976. Coral heads as islands: an analysis of area effects. *Journal of Biogeography* 3: 3-48.
- Aguilar Rosas, L.E., R. Aguilar Rosas, I. Pacheco Ruíz, E. Borquez-Garcés, M.A. Aguilar Rosas y E. Urbieto González. 1982. Algas de importancia económica de la región noroccidental de Baja California, México. *Ciencias Marinas*. 8(1): 49-63p.
- Aguilar Rosas, R. y A. Machado Galindo. 1990. Ecological aspects of *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyta) in Baja California, Mexico: reproductive phenology and epiphytes. *Hydrobiologia*. 204/205: 185-190p.
- Aguilar Rosas, L.E., R. Aguilar Rosas, K. Hiroshi, U. Shinya y E. Valenzuela Espinoza. 2007. New record of *Sargassum horneri* Harvey (Fucales, Phaeophyceae) in the Pacific coast of Mexico. *Algae*. 22(1): 17-21p.
- Alfaro, A.C.; R.C. Carpenter. 1999. Physical and biological processes influencing zonation patterns of a subtidal population of the marine snail, *Astrea (Lithopoma) undosa* Wood 1828. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 240:259-283.
- Álvarez Borrego, J. y S. Álvarez Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. *CalCOFI reports*. 23: 118-197p.

- Álvarez Millán, D. 2002. Modelo de producción primaria en la Bahía de Todos Santos. Tesis de Maestría. Ciencias en Ecología Marina. División de Oceanología. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C., México. 145pp.
- Ambrose, R.F. y B.V. Nelson. 1982. Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botánica Marina*. 25: 265-267p.
- Argote Espinoza, M.L., F.J. Gavidia Medina y A. Amador Buenrostro. 1991. Wind induced circulation in Todos Santos Bay, B. C., México. *Atmósfera*. 4: 101-115p.
- Ashton, P.J. y D.S. Mitchell. 1989. Aquatic plants: patterns and models of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. *Biological invasions: A global perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 111-154p.
- Ateweberham, M.; J.H. Bruggemann; A.M. Breeman. 2009. Seasonal Changes in size structure of *Sargassum* and *Turbinaria* populations (Phaeophyceae) on tropical reef flats in the Southern Red Sea. *Phycological Society of America*. 45: 69-80.
- Aveldaño, R.R.; J.B. Bessone; N.F. Ortega. 2003. Corrosión bajo tension en hormigón armado. Efectos de la densidad de corriente y composición del medio electrolítico. Jornadas SAM-CONAMET-Simposio Materia 2003. Bariloche, Argentina Noviembre 2003. 521-524p.
- Baca Chacón, C. 1981. Procedencia de minerales pesados en la Bahía de Todos Santos, B.C. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México. 50pp.
- Barnes, R.S.K. y R.N. Hughes. 1982. *An introduction to marine ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 339pp.
- Begon, M., J.L. Harper y R.C. Townsend. 1986. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de México. 1530pp.

- Behrens, W.D. 1980. Pacific Coast Nudibranchs. A guide to the Opisthobranchs of the Northeastern Pacific. Sea Challengers CA. USA. 107pp.
- Berman, J., L. Harris y M. Buttrick. 1992. Recent invasions of the Gulf of Maine: three contrasting ecological histories. *Conservation Biology*. 6: 435-441p.
- Bjaerke, M.R. y S. Fredricksen. 2003. Epiphytic macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1984 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54: 160-189p.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 10). 126pp.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 11). 274pp.
- Blake, J.A., L. Watling y P.H. Scott. 1995. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 12). 246pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 4). 377pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 5). 378pp.
- Blake, J.A., B. Hilbig y P.H. Scott. 1995-1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 6). 418pp.
- Blake, J.A. y P.V. Scott. 1997. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 1). 124pp.

- Blake, J.A. y P.V. Scott. 1998. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 3). 150pp.
- Bold, H.C. y M.J. Wynne. 1985. Introduction to the algae. Segunda Edición. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey. USA. 848 pp.
- Boudouresque, C.F., F. Briand y C. Nolan. 1994. Introduced species in European coastal waters. Ecosystems Research Report 8, CIESM, Monaco. 67-75p.
- Britton Simmons, K.H. 2004. Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. Marine Ecology Progress Series. 277: 61-78p.
- Brusca, R.C. 1980. Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California. Segunda edición. University of Arizona Press. 922pp.
- Buschbaum, C. 2005. Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang *Sargassum muticum* an der deutschen Nordseeküste. Natural Museum. 135: 216-221p.
- Buschbaum, C.; A.S. Chapman y B. Saier. 2006. How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. Marine Biology. 148: 743-754p.
- Carlton, J.T. y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. Science. 261: 78-82 p.
- Casarrubias García, A. 2001. Puertos, potencialidades y auge de los cruceros. Mexico. 3: 102-111p.
- Chambers, P.A.; J.M. Barko; C.S. Smith. 1993. Evaluation of invasions and declines of submerged aquatic macrophytes. Journal of Aquatic Plant Management. 31: 218-220.
- Chapman, A. (1990) Effects of grazing, canopy cover and substratum type on the abundances of common species of seaweeds inhabiting littoral fringe tide pools. Botánica Marina. 33: 319-326

- Choi, H.G., H.G. Kim y C.H. Sohn. 2003. Transplantation of young fronds of *Sargassum horneri* for construction of seaweed beds. *Journal Fisheries Society*. 36: 469-473p.
- Choi, H.G., K.H. Lee, H.I. Yoo, P.J. Kang, Y.S. Kim y K.W. Nam. 2008. Physiological differences in the growth of *Sargassum horneri* between the germling and adult stages. *Journal of Applied Phycology*. 20: 729-735p.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth UK 172 pp.
- Clarke, K.R. y R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E. 91 pp.
- Coan, E.V., P.V. Scott y R.F. Bernard. 2000. Bivalve seashells of western Northamerica. Marine Bivalve Mollusks from Arctic Alaska to Baja California. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara CA. 764pp.
- Cocucci, A.E. y A.T. Hunziker. 1994. Los ciclos biológicos en el reino vegetal. Segunda edición. Academia Nacional de Ciencias. Córdoba, Argentina. 102 pp.
- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamic of populations*. P.J. Den Boer y G.R. Gradwell. 298-312pp.
- Cosson, J. 1999. On the progressive disappearance of *Laminaria digitata* on the coast of Calvados. *Cryptogamie Algologie*. 20: 35-42p.
- Critchley, A.T. 1984. Attached *Sargassum muticum* in Lake Greveling and Eastern Scheldt. *Fellowship Royal Society UK*. 7: 1-2p.
- Critchley, A.T., W.F. Farnham; S. L. Morrell. 1986. An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in southern England. *Biological Conservation*. 35: 313-332.

- Critchley, A.T., W.F. Farnham, T. Yoshida y T.A. Norton. 1990. A biogeography of the invasive alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Sargassaceae). *Botánica Marina*. 33: 551-562p.
- Crooks, J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*. 97: 153-166.
- Cruz Colín, M.E. y L.A. Cupul Magaña. 1997. Erosión y aporte sedimentario de los cantiles marinos de la Bahía de Todos Santos, Baja California, en el período de 1970 a 1991. *Ciencias Marinas*. 23 (3): 303-315p.
- Dawes, C. J. 1986. *Botánica marina*. Limusa, México, D.F. 673 pp.
- Dawes, C.J. 1998. *Marine Botany*. Segunda edición. John Wiley & Sons, INC. Tampa, Florida. 480 pp.
- Dawson, E.Y. 1944. Studies of northeast Pacific Gracilariaceae. Allan Hancock Foundation Publications Occasional Papers 7. 105 pp.
- Dawson, E.Y. 1946. New and unreported marine algae from southern California and northwestern Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 44(3): 75-91p.
- Dawson, E.Y. 1950a. Notes on Pacific coast marine algae. IV. *American Journal of Botany* 37: 149-158p.
- Dawson, E.Y. 1950b. Notes on Pacific coast marine algae. V. *American Journal of Botany* 37(5): 337-344p.
- Dawson, E.Y. 1953. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 1. Bangiales to Corallinaceae subf. Corallinoidae. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 17:1-239p.
- Dawson, E.Y. 1954. On the correlation of marine vegetation with upwelling along the Pacific coast of Baja California, México. En: Nisizawa, K. (ed.) *Proceedings of the Seventh International Botanical Congress*. 827pp.

- Dawson, E.Y. 1960a. New records of marine algae from Pacific Mexico and Central America. *Pacific Naturalist* 1(19/20): 31-52pp.
- Dawson, E.Y., 1960b. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 3. Cryptonemiales, Corallinaceae subf. Melobesioideae. *Pacific Naturalist* 2: 3-125p.
- Dawson, E.Y., 1961. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 4. Gigartinales, Corallinaceae subf. Melobesioideae. *Pacific Naturalist* 2(5): 191-343p.
- Dawson, E.Y. 1963a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 6. Rhodymeniales. *Nova Hedwigia* 5(3-4): 437-476p.
- Dawson, E.Y. 1963b. Marine red algae of the Pacific Mexico. Part 8. Ceramiales: Dasyaceae, Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia* 6 (3/4): 401-481p.
- Dawson, E.Y. 1966. *Marine Botany: an introduction*. Holt, Rinehart & Winston, New York, N.Y. 371 pp.
- D'Antonio, C.M. y P.M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review Ecology and Systematics*. 23: 63-87p.
- De Wreede, R.E. 1978. Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Syesis* 11: 1-9p.
- De Wreede, R.E. 1983. *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyta): Regrowth and interactions with *Rhosomela larix* (Ceramiales, Rhodophyta). *Phycologia* 22: 153-160p.
- De Wreede, R.E. 1985. Destructive sampling. En: M.M. Littler y D.S. Littler (Eds.). *Handbook of phycological methods, ecological field methods: Macroalgae*. Cambridge University Press, Cambridge. 147-160p.
- Díaz-Pulido, G.; J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Botánica Marina* 45(3): 284-292.

- Díaz-Villas, T.; m. Sansón; J. Alfonso-Carrillo. 2005. Seasonal variations in growth and reproduction of *Sargassum rotavicum* (Fucales, Phaeophyceae) from the Canary Islands. *Botánica Marina*. 48: 18-29.
- Di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 1-30p.
- Dunstan, P.K. y C.R. Johnson. 2004. Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. *Oecologia*. 138: 285-292p.
- Espinoza Carreón, T.L., G. Gaxiola Castro, J.M. Robles Pacheco y S. Nájera Martínez. 2001. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila en aguas costeras de la Ensenada del sur de California. *Ciencias Marinas*. 27(3): 397-422p.
- Espinoza Avalos, J. 1990. The southern limit of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta, Fucales) in the Mexican Pacific. *Botánica Marina*. 33: 193-196p.
- Espinoza Avalos, J. y H. Rodríguez Garza. 1986. Variaciones de *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt en la exposición al oleaje. *Investigaciones Marinas, CICIMAR*. 3(1): 119-126p.
- Farfán, B.C.; S. Álvarez-Borrego. 1983. Variability and fluxes of nitrogen and organic carbon at the mouth of Coastal Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 17: 599-612.
- Fernández C., L.M. Gutiérrez y J.M. Rico. 1990. Ecology of *Sargassum muticum* on the north coast of Spain. Preliminary observations. *Botánica Marina* 18: 149-156p.
- Forrest, B.M., S.N. Brown, M.D. Taylor, C.L. Hurd y C.H. Hay. 2000. The role of natural dispersal mechanism in the spread of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia*. 39: 547-553p.

- Foster, M.S.; L.M. McConnico; L. Lundsten; T. Wadsworth, T. Kimball; L.B. Brooks; M. Medina-López; R. Riosmena-Rodríguez; G. Hernández-Carmona; R. Vasquez-Elisando; S. Johnson; D.K- Steller. 2007. The diversity and natural history of *Lithothamnion muelleri* - *Sargassum horridum* community in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*. 33(4): 367-384.
- García-Ballesteros, M.G.; M. Larroque. 1976. Elementos sobre la distribución de turbidez en el Golfo de California. *CalCOFI Rep XVIII*: 81-108.
- Gómez Valdez, J. 1983. Estructura hidrográfica promedio frente a Baja California. *Ciencias Marinas*. 9 (2): 75-86p.
- Gómez, J.V. y H.S. Véles. 1982. Variaciones estacionales de temperatura y salinidad en la región costera de la corriente de California. *Ciencias Marinas*. 8 (2): 167-178p.
- González González, J. y E. Novelo Maldonado. 1986. Técnicas especiales de recolección y preparación de ejemplares de grupos selectos de plantas Algas. En: A. Lot-Helgueras y F. Chiang. (Eds.). *Manual de Herbario Consejo Nacional de la Flora de México*. 47-54p.
- Grosholz, E.D., G.M. Ruiz, C.A. Dean, K.A. Shirley, J.L. Maron y P.G. Connors. 2000. The impacts of a non-indigenous marine predator in a Californian bay. *Ecology* 81(5):1206–1224p.
- Guiry, M.D. y G.M. Guiry. 2007. Algaebase versión 4.2. Publicación electrónica. World-Wide. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>
- Hair Jr., J.F.; R.E. Anderson; R.L. Tatham; W.C. Black. 1999. *Análisis Multivariante*. 5a Edición. Prentice Hall Iberia. Madrid, España. 832pp.
- Hales, J.M.; R.L. Fletcher. (1989). Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botánica Marina*. 32: 167-176.
- Hales, J.M.; R.L. Fletcher (1990). Studies on the recently introduced brow alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. V. Receptacle initiation and growth, and gamete release in laboratory culture. *Botánica Marina*. 33: 241-249.

- Harries, D.B.; J.R. Wilson, J.M. Mair y D.W. Donnan. 2007. The establishment of the invasive alga *Sargassum muticum* on the west coast of Scotland: A preliminary assessment of community effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 87: 1057-1067p.
- Hernández-Herrera, R.M.; S.E. Ibarra-Obando; M.R. Mora-Navarro. 2005. Estructura de la comunidad algal en la costa sur de Jalisco, México. *Avances en la investigación científica en el CUCBA*. 7(2): 139-154
- Hicks, G. R. F. 1977. Observations of substrate preference of marine phytal harpacticoids (Copepoda). *Hydrobiology*. 56: 7-9.
- Hicks, G. R. F. 1980. Structure of phytal harpacticoid copepod assemblages and the influence of habitat complexity and turbidity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 44: 157-192.
- Hicks, G. R. F. 1982. Habitat structure, disturbance, and equilibrium in crustacean communities. *Marine Ecology* 3: 41-51.
- Hollenberg, G.J. y A.C. Dawson. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 5. The genus *Polysiphonia*. *Pacific Naturalist* 2:345-375p.
- Hughes, R.G. 1986. Theories and Models of species abundance. *The American Naturalist*. 128 (6): 879-899p.
- Hutson, M.A. 1985. Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology*. 16: 149-177p.
- Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak. 1994. Organism as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373-386p.
- Jones, C., J.H. Lawton y M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*. 78(7): 1946-1957p.
- Kawamoto, K. y T. Tomiyama. 1968. *Aquiculture*. 16: 87-95p.

- Kozloff, E.N. 1983. Seashore Life of the Northern Pacific Coast. University of Washington Press. 370pp.
- Lara-Lara, J.R.; E. Millán-Núñez, R. Millán-Núñez, C. Bazán-Guzmán. 2003. Producción primaria del fitoplancton en el Pacífico Mexicano (1992-2000). En: M.T. Barreiro-Güemes, M.E. Meave del Castillo, M. Singnoret-Poillon, M.G. Figueroa-Torres (eds.), Planctología Mexicana. Sociedad Mexicana de Planctología, A.C. México. 103-124 pp.
- Levin, P.S.; J.A. Coyer; R. Petrik; T. Good. 2002. Community-wide effects of nonindigenous species on temperate rocky reefs. *Ecology*. 83(11): 3182-3193.
- Lobban, C.S. y P.J. Harrison. 1994. Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press. New York, USA. 386 pp.
- Lüning, K. 1981. Light. En: Lobban, C.S.; M.J. Wynne (eds.). *The Biology of Seaweeds*, Blackwell Scientific Publications Oxford. 326-255 pp.
- Lüning, K. y P. Kadel. 1993. Daylength range for circannual rhythmicity in *Pterygophora californica* (Alariaceae, Phaeophyta) and synchronization of seasonal growth by daylength cycles in several other brown algae. *Phycologia* 32(5): 379-387.
- Mancilla Pérez, M. y G.M. Martínez. 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la Bahía de Todos Santos, B. C., México (marzo de 1986 a junio de 1987). *Revista de Investigación Científica UBCS. La paz, BC Sur* 2(2): 33-45p.
- Mateo-Cid, L.E.; A.C. Mendoza-González. 1992. Algas marinas bentónicas de la costa sur de Nayarit, México. *Acta Botánica Mexicana*. 20: 13-28.
- MBARI. 2010. *Sargassum* reproduction and life history. Marine Botany. (www.mbari.org)
- McCourt, R.M. 1984. Seasonal patterns of abundance, distributions, and phenology in relation to growth strategies of three *Sargassum* species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 74: 141-156.

- Mendoza-González, A.C.; L.E. Mateo-Cid. 1992. Algas marinas bentónicas de Isla Mujeres, Quintana Roo, México. *Acta Botánica Mexicana*. 19: 37-62.
- Menge, B.A., J. Lubchenco y L.R. Ashkenas. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical intertidal community. *Oceanología*. Berlin. 65: 394-405p.
- Menge, B. A., G. W. Allison, C. A. Blanchette, T. M. Farrell, A. M. Olson, T. A. Turner y P. van Tamelen. 2005. Stasis or kinesis? Hidden dynamics of a rocky intertidal macrophyte mosaic revealed by a spatially explicit approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 314(1): 3-39.
- Miller, K.A, J.M. Engle, S. Uwai y H. Kawai. 2007. First report of Asian seaweed *Sargassum horneri* (Fucales) in California, USA. *Biological Invasions*. 9: 609-613p.
- Miller, K.A. y J.M. Engle. 2009. The natural history of *Undaria pinnatifida* and *Sargassum filicinum* at the California Channel Islands: non-native seaweeds with different invasions styles. *Proceedings of the seventh California Islands Symposium*. (En prensa).
- Minchinton, T.E y M.D. Bertness, 2003. Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a Coastal Marsh. *Ecological Applications*. 13: 1400-1416.
- Mooney, H.A. y J.A. Drake. 1986. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. *Ecological studies. Analysis and Synthesis*. 58: 1-328p.
- Mooney, H.A. y E.E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences. USA*. 98: 5446-5451P.
- Mukai, H. 1971. The epiphytal animal on the thalli of *Sargassum serratifolium* in the *Sargassum* region with reference to their seasonal fluctuations. *Marine Biology*. 8: 170-182.
- Norton, T.A. y R. Fetter. 1981. The settlement of *Sargassum muticum* propagules in stationary and flowing water. *Journal of the Marine Biological Association, U.K.* 61: 929-94p.

- Nichols, F.H., J.K. Thompson y L.E. Schemel. 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. II. Displacement of a former community. Marine Ecology Progress Series. 66: 95-101p.
- Nicholson, N., H. Hasmerk, K. Bird, L. Hart, W. Sandlin, C. Shoemaker y C. Sloan. 1981. The biology of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt at Santa Catalina Island, California. Proceedings of the International Seaweed Symposium. 8: 46-424p.
- Nishihara, G. N. y R. Terada. 2010. Species richness of marine macrophytes is correlated to a wave exposure gradient. Phycological Research 58(4): 280-292.
- Núñez-López R.A.; M. Casas-Valdez. 1996. Fenología de las especies de *Sargassum* (Fucales: Sargassaceae) en tres zonas de Bahía Concepción, B. C. S., México. Revista de Biología Tropical. 44 (2): 437-446.
- Núñez-López R.A.; M. Casas-Valdez. 1997. Variación estacional de la biomasa y talla de *Sargassum* spp. (Sargassaceae, Phaeophyta) en Bahía Concepción, B.C.S. México. Hidrobiológica. 7:19-25.
- Ortega, M.M. 1995. Observaciones del fitobentos de la Laguna de Términos, Campeche, México. Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Bot. 66 (1): 1-36.
- Pacheco Ruíz, I. y J A. Zertuche González. 1996. The commercially valuable seaweeds of the Gulf of California. Botánica Marina. 39: 201-206p.
- Pang, S.J., F. Liu, T.F. Shan, S.Q. Gao y Z.H. Zhang. 2009. Cultivation of the Brown alga *Sargassum horneri*: sexual reproduction and seedling production in tank culture under reduced solar irradiance in ambient temperature. Journal of Applied Phycology. 21: 413-422p.
- Paul Chávez, L. 2005. Taxonomía y dinámica poblacional del complejo Sinicola (Fucales, Phaeophyta) para el suroeste del Golfo de California. Tesis Doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional de Mexico. 130 pp.

- Pavía, E. y S. Reyes. 1983. Variaciones espaciales y estacionales del viento superficial en la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas*. 9: 151-167p.
- Pedersen M.F., P.A. Staehr, T. Wernberg y M.S. Thomsen. 2005. Biomass dynamics of exotic *Sargassum muticum* and native *Halidrys siliquosa* in Limfjorden, Denmark. Implications of species replacements on turnover rates. *Aquatic Botany* 83: 31-47p.
- Peña Manjarrez, J.L. 2001. Ecofisiología de dinoflagelados productores de mareas rojas en la Bahía de Todos Santos. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C., México. 12-15p.
- Peter, A.S.; M.F. Pedersen; M.S. Thomsen; T. Wernberg; D. Kause-Jensen. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*. 207:79-88.
- Piazzì, L.; G. Ceccherelli; F. Cinelli. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 210: 149-159.
- Pimm, S.L. 1989. Theories of predicting success and impact of introduced species. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. *Biological invasions: A global perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 525 pp.
- Plaza Flores, J. 1979. Cambios en la playa San Miguel debido a un deslizamiento y a la adición de nuevo material vertido a la línea de costa. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C., México. 30 pp.
- Quang, H. y N. Huu. 1998. The seaweeds resources of Vietnam. En: Critchley A.T. y M. Ohno (eds). *Seaweeds resources of the world*. JICA. Japan. 431 pp.
- Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*. 288: 854-856p.

- Ramakrishnan, P.S., P.M. Vitousek. 1998. Ecosystem level processes and the consequences of biological invasions. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 281-300p.
- Rejmánek, M. 1989. Invasibility of plant communities. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (Eds.). 1989. Biological invasions: A global perspective. Scientific Committee on Problems of the Environment. International Council of Scientific Unions. New York. 525 pp.
- Ribera, M.A. y C.F. Boudouresque. 1995. Introduced marine plants with special reference to macroalgae: mechanism and impact. Prigress in Phycological Research. 11: 187-268p.
- Richardson, D.M., P. Pysek, M. Rejmanek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien pants: Concepts and definitions. Diversity and distributions. Blackwell Publishing. 6(2): 93-107p.
- Ricketts, E.F.; J. Calvin; J.W. Hedgpeth. 1985. Between Pacific Tides. 5a Edición. Stanford University Press. California. EUA. 680pp.
- Riis, T. y I. A. N. Hawes. 2003. Effect of wave exposure on vegetation abundance, richness and depth distribution of shallow water plants in a New Zealand lake. Freshwater Biology 48(1): 75-87.
- Rivera M; R. Scrosati. 2006. Population dynamics of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyta) from the Gulf of California, Mexico. Phycología. 45 (2): 178-189.
- Rueness, J. 1989. *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coasts. Marine Pollution Bulletin. 20: 173-176p.
- Ruíz, G.M., P.W. Fofonoff, J.T. Carlton, M.J. Wonham y A.H. Hines. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. Annual Review of Ecology. 31: 481-531p.

- Sánchez I., C. Fernandez y J. Arrontes. 2005. Long-term changes in the structure of intertidal assemblages after invasión by *Sargassum muticum* (Phaeophyta). *Journal of Phycology*. 41: 942-949p.
- Sánchez, I. y C. Fernández. 2006. Resource availability and incasibility in an intertidal macroalgal assemblage. *Marine Ecology Progress Series*. 313:85-94p.
- Sánchez Rodríguez, I. y R. Cervantes Duarte. 1999. Longitud y biomasa de *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner (Phaeophyta) en Bahía Magdalena, B.C.S. México. *Hidrobiológica*. 9(2): 117-124p.
- Scagel, R. F.; Bandoni, R. J.; Maze, J. R.; Rouse, G. E.; Scofield, W. B.; Stein, J. R. (1991). *Plantas no vasculares*. 2ª Ed. Omega. Barcelona, España. 548pp.
- Scott P.H., J.A. Blake y A. Lissner. 1996. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 8). 240pp.
- Scott P.H., J.A. Blake y A. Lissner. 1996. Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria Basin and Western Santa Barbara Channel. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara California. (Vol. 9). 219pp.
- SeaDAS. SeaWiFS Data Analysis System. SeaWiFS. GSFC, NASA. Edition 5.4.
- Schreider M.J., Glasby T.M. y A.J. Underwood. 2003. Effects of height on the shore and complexity of habitat on abundances of amphipods on rocky shores in New South Wales, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 293: 57-71.
- Serra, G.; G. Chelazzi; J.C. Castilla. 2001. Temporal and spacial activity of the key-hole limpet *Fisurella crassa* (Mollusca: Gastropoda) in the eastern Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 81: 485-490.
- Smith, I.R. y J.T. Carlton. 1975. *Light's Manual: Intertidal invertebrates of the Central California Coast*. Tercera Edición. University of California Press. 716 pp.

- Spight, T.M. 1977. Diversity of shallow-water gastropod communities on temperate and tropical beaches. *The American Naturalist*. 111: 1077-1097p.
- Stachowicz, J.J. y M.E. Hay. 1999. Reducing predation through chemically mediated camouflage: indirect effects of plant defenses on herbivores. *Ecology*. 80: 495-509p.
- Stachowicz, J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch y R.W. Osman. 2002. Linking climate change and biological invasions: oceans warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 99: 15479-15500p.
- Staehr, P.A., T. Wernberg Moller y M.S. Thomsen. 1998. Invasion of *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden, Denmark. Poster present at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark. Web version.
- Staehr, P.A., M.F. Pedersen, M.S. Thomsen, T. Wenberg y D. Krause Jensen. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*. 207: 79-88p.
- StatSoft. 1993. STATISTICA for Windows Operating System Release 4.5. Tulsa OK, USA. StatSoft Inc. (www.statsoft.com).
- Steen, H. y J. Rueness. 2004. Comparison of survival and growth in germlings of six furoid species (Fucales, Phaeophyceae) at two different temperature and nutrient regimes. *Sarsia*. 89: 175-183p.
- Stimson, J., S. Larned y K. McDermid. 1996. Seasonal growth of the coral reef macroalga *Dictyosphaeria cavernosa* (Forskål) Børgesen and the effects of nutrient availability, temperature and herbivory on growth rate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 196(1-2): 53-77.
- Strong, J.A.; C.A. Maggs, M.P. Johnson. 2009. The extent of grazer release from epiphytism for *Sargassum muticum* (Phaeophyceae) within the invaded range, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 89(2): 303-314.

- Suárez-Castillo, A.N. 2008. Fauna asociada a mantos de *Sargassum* (Ochrophyta: Fucales) en el Sauzoso, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. BCS, México. 012 pp.
- Taylor, W.R. 1945. Pacific marine algae of the Allan Hancock Pacific Expeditions to the Galapagos Islands. Allan Hancock Pacific Expeditions 12. 528 pp.
- Thompson, D.A.; L.T. Findlex; A.N. Kerstitch. (2000). Reef fishes of the sea of Cortez. University of Texas Press. Austin. 353 pp.
- Trono, G.C. 1998. Seaweeds. En: K.E. Carpenter y V.H. Niem (Eds.) FAO species identification guide for fisheries purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Vol 1. Seaweeds, corals, bivalves and gastropods. FAO, Rome. 19-37P.
- Tseng, C.K., T. Yoshida y Y.M. Chiang. 1985. East Asiatic species of *Sargassum* subgenus *Batrophycus* J. Agardh (Sargassaceae, Fucales), with keys to the sections and species. En: Abbott, I.A., J.N. Norris (eds) Taxonomy of economic seaweeds. Vol.1. California Sea Grant College Program, La Jolla, California. 1-15p.
- Tweedley, J.R., L.E. Jackson y J.A. Martin. 2008. *Zoostera marina* seagrass beds enhance the attachment of the invasive alga *Sargassum muticum* in soft sediments. Marine Ecology Progress Series. 354: 305-309p.
- Uchida, T. y S. Arima. 1993. Crossing experiments between autumn-and Spring fruiting types of *Sargassum horneri* (Phaeophyta). Nippon Suisan Gakkaishi. 59 (10): 1685-1688p.
- Ulloa Torres, M.J. 1989. Refracción lineal del oleaje en el puerto de Ensenada, B. C. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C., México. 66 pp.
- Umesaki, I. 1984. Ecological studies of *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh in Obama Bay, Japan Sea. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries. 50 (7): 1193-1200p.

- Uwai, S., K. Kogame, G. Yoshida, H. Kawai y T. Ajisaka. 2009. Geographical genetic structure and phylogeography of the *Sargassum horneri/filicinum* complex in Japan, based on the mitochondrial cox3 haplotype. *Marine Biology*. 156: 901-911p.
- Valdez-Navarrete, C. 2008. Comparación espacio-temporal de la riqueza específica de macroalgas asociadas a bosques de *Sargassum* en el Golfo de California, México. Tesis Licenciatura. UABCS. La Paz, B.C.S., México. 44 p.
- Vermeij, G.L. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation*. 78: 3-9p.
- Viejo, R.M. 1997. The effects of colonization by *Sargassum muticum* on tidepool macroalgal assemblages. *Journal Marine Biological Association UK*. 77: 325-340p.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenko y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-504p.
- Wells D. y J.R. Rooker. 2004. Spatial and temporal patterns of habitat use by fishes associated with *Sargassum* mats in the northwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 74 (1): 81-99.
- Wernberg, T., M.S. Thomsen, P.A. Staehr y M.F. Pedersen. 2004. Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgoland Marine Research*. 58: 154-161p.
- White L.F. y J.B. Shurin. 2007. Diversity effects on invasion vary with life history stage in marine macroalgae. *Oikos*. 116: 1193-1203p.
- Whithers, R.G., W.F. Farnham, S. Lewy, N.A. Jephson, J.M. Haythorn y P.W.G. Gray. 1975. The epibiontes of *Sargassum muticum* in British waters. *Marine Biology*. 35: 79-86p.
- Wu, C. 1998. The seaweeds resources of China. En: A.T. Critchley y M. Ohno (Eds.). *Seaweeds resources of the world*. JICA. Japan. 431 pp.

Yoshida, G., K. Yoshikawa y T. Terawaki. 2001. Growth and maturation of two populations of *Sargassum horneri* (Fucales, Phaeophyta) in Hiroshima Bay, the Seto Inland Sea. Fisheries Science. 67: 1023-1029p.

Zar, J. 1996. Biostatistical Analysis. Tercera edición. Prentice Hall. New Jersey. 662 pp.