



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**INFLUENCIA DE LA COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT
SOBRE LA COMUNIDAD BENTÓNICA DE BAHÍA
ASUNCIÓN B.C.S., MÉXICO**

TESIS

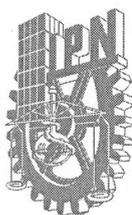
**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA

MC. ALEJANDRA CHÁVEZ-HIDALGO

LA PAZ, B.C.S., MÉXICO

JUNIO DE 2017



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 09 del mes de Junio del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“INFLUENCIA DE LA COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT SOBRE LA COMUNIDAD BENTÓNICA DE BAHÍA ASUNCIÓN, B.C.S., MÉXICO”

Presentada por el alumno:

CHÁVEZ

Apellido paterno

HIDALGO

materno

ALEJANDRA

nombre(s)

Con registro:

B	1	3	0	7	8	2
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Directores de Tesis



DR. JOSÉ MANUEL BORGES SOUZA
Director de Tesis



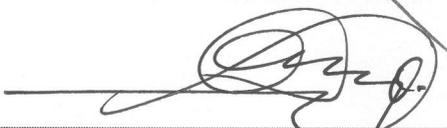
DRA. REBECA SANCHEZ CÁRDENAS
2ª. Directora de Tesis



DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

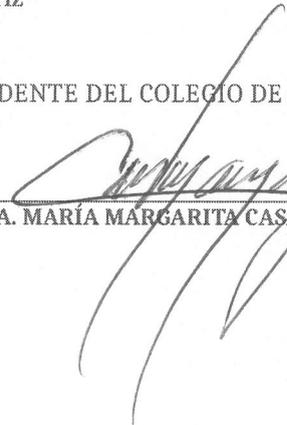


DRA. AIDA MARTÍNEZ LÓPEZ



DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 20 del mes de Junio del año 2017

El (la) que suscribe MC. ALEJANDRA CHÁVEZ HIDALGO Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B130782 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. JOSÉ MANUEL BORGES SOUZA y DRA. REBECA SÁNCHEZ CÁRDENAS

y cede los derechos del trabajo titulado:

"INFLUENCIA DE LA COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT SOBRE LA COMUNIDAD BENTÓNICA

DE BAHÍA ASUNCIÓN, B.C.S., MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: achavezh@gmail.com - jmborgess@gmail.com - rsanchez@uas.edu.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

MC. ALEJANDRA CHÁVEZ HIDALGO

Nombre y firma del alumno

A mi familia

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Instituto Politécnico Nacional por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado. Al Programa de Formación de Investigadores, por permitirme participar en diversos proyectos. De igual manera al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología mediante su programa de becas del Programa de Doctorado.

A mis directores de tesis Dr. José Manuel Borges Souza y Dra. Rebeca Sánchez Cárdenas, a mis asesores, Dr. Ernesto A. Chávez Ortiz, Dr. Francisco Arreguin Sánchez, Dra. Aída Martínez López y Dr. J. Manuel Zetina Rejón, quienes aportaron información y asesoría valiosa durante el desarrollo del presente trabajo.

Al Dr. José Luis Gutiérrez González y a la Dra. Rebeca Sánchez Cárdenas del Centro Regional de Investigación Pesquera unidad La Paz B.C.S., por su invaluable apoyo y ayuda para el desarrollo del presente trabajo. Así mismo a las Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera “California de San Ignacio” y “Leyes de Reforma” ubicadas en Bahía Asunción Baja California Sur.

De manera especial, con mucho cariño, admiración y respeto, quiero agradecer al Dr. Ernesto A. Chávez por el apoyo incondicional y desmedido que a lo largo de mi superación personal, académica y profesional, me ha sabido brindar. También al Dr. José Manuel Borges Souza por su apoyo invaluable durante mi formación profesional y académica, gran amigo y compañero de trabajo.

A mi maestro, profesor y mentor el MC. Gustavo De la Cruz Agüero por su guía incondicional, su gran paciencia y por toda su confianza.

ÍNDICE

RESUMEN	17
ABSTRACT	18
INTRODUCCIÓN	19
ANTECEDENTES	23
ÁREA DE ESTUDIO	26
HIPÓTESIS	30
OBJETIVO GENERAL	30
OBJETIVOS PARTICULARES	30
MÉTODO	31
COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT	32
<i>Cobertura de los tipos de sustrato</i>	32
<i>Número de oquedades</i>	34
<i>Rugosidad y amplitud del sustrato</i>	34
<i>Diversidad del hábitat</i>	35
COMUNIDAD BENTÓNICA	36
<i>Flora</i>	36
<i>Fauna</i>	36
Estructura de la comunidad.....	37
<i>Diversidad taxonómica (Δ)</i>	38
<i>Diferencia taxonómica promedio (Δ^+)</i>	39
<i>Variación de la diferencia taxonómica promedio (Λ^+)</i>	39
RELACIÓN HÁBITAT – COMUNIDAD	41
<i>Indicador de heterogeneidad</i>	41
COBERTURA DE MANTOS MACROALGALES	43
CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES	45
<i>Densidad de especies de importancia pesquera</i>	45
<i>Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies</i>	47
<i>Clima</i>	47
RESULTADOS	49
COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT	49
<i>Cobertura de los tipos de sustrato</i>	49
<i>Norte de BA</i>	49
<i>Punta San Hipólito</i>	54
<i>Número de oquedades</i>	56
<i>Rugosidad y amplitud del sustrato</i>	56
<i>Diversidad del hábitat</i>	58

COMUNIDAD BENTÓNICA.....	60
<i>Flora</i>	60
<i>Fauna</i>	61
<i>Estructura de la comunidad</i>	64
<i>Diversidad taxonómica (Δ)</i>	66
<i>Variación de la diferencia taxonómica promedio (Λ^+)</i>	66
RELACIÓN HÁBITAT-COMUNIDAD.....	68
<i>Indicador de heterogeneidad</i>	68
<i>Relación hábitat-comunidad</i>	70
COBERTURA DE MANTOS MACROALGALES.....	72
<i>Cobertura de macroalgas</i>	72
CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES.....	77
<i>Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies</i>	77
<i>Clima</i>	92
DISCUSIÓN	100
COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT.....	100
COMUNIDAD BENTÓNICA.....	104
CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES.....	106
<i>Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies</i>	106
<i>Clima</i>	109
CONCLUSIONES	114
LITERATURA CITADA	115
ANEXOS Y PUBLICACIÓN DERIVADA DE LA TESIS DE GRADO	134

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudio donde se resaltan los ocho bancos abuloneros visitados: seis al norte de Bahía Asunción y dos al sur, cerca de Punta San Hipólito.....29
- Figura 2. Relieve o contorno del fondo, longitud estándar o lineal que se usan para estimar el índice de rugosidad (IR), amplitud o altura máxima alcanzada por el accidente del terreno, atributos que se usaron para estimar la complejidad del hábitat.....35
- Figura 3. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en SPLímite. Sustrato inerte (izquierda) representados por rocas de diferente tamaño y el componente biótico (derecha), que representa la cobertura vegetal.....50
- Figura 4. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en SPPuerto. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico o cobertura vegetal (derecha).....51
- Figura 5 Cobertura relativa de los tipos de sustrato en VCerro. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico o cobertura vegetal (derecha).....51
- Figura 6. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en elReef. Sustrato inerte (izquierda) representados por rocas de diferentes tamaños y el componente biótico (derecha).....52
- Figura 7. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en laPuntita. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).....53
- Figura 8. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en el Vapor (Va). Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).....54
- Figura 9. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en losPatos. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).....55
- Figura 10. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en elRiíto. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).....56
- Figura 11. Indicadores del accidente del terreno: Índice de rugosidad (IR) en barras negras e índice de amplitud (IA) en barras blancas, para cada sitio y siguiendo de norte a sur del área de estudio.....57
- Figura 12. Complejidad estructural del hábitat por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio y representada por el índice de diversidad $H'(\log_{10})$. Los seis primeros sitios al norte de Bahía Asunción en barras blancas y los de Punta San

Hipólito en barras resaltadas con líneas diagonales. Ver la tabla 1 para las claves de los sitios.....	58
Figura 13. Similitud de Bray-Curtis, agrupación entre sitios por complejidad estructural del hábitat.....	59
Figura 14. Riqueza de especies (S) de Flora por sitio y año. Siguiendo de norte a sur del área de estudio. Ver la tabla 1 para las claves de los sitios.....	62
Figura 15. Riqueza de especies (S) de la Fauna bentónica por sitio y año. Siguiendo de norte a sur del área de estudio. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.....	64
Figura 16. Similitud de Bray-Curtis: patrones de agrupamiento de la distribución de la abundancia de especies por sitio y año. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.	66
Figura 17. Diagrama de distribución de la diferencia taxonómica promedio (Δ^+), se separan los sitios de la zona norte (z2_BA) de aquellos de la zona sur (z3_SH), donde Ri se aleja de la media de distribución. Ver tabla 4 para las claves de los sitios y zonas.....	67
Figura 18. Diagrama de distribución de la distancia taxonómica (Λ^+), se separan los sitios de la zona norte (z2_BA) de aquellos de la zona sur (z3_SH), donde Ri se aleja cerca del límite de la media de distribución. Ver tabla 4 para las claves de los sitios y zonas.....	67
Figura 19. Similitud de Bray-Curtis entre sitios y años a partir del indicador de heterogeneidad (IH).....	70
Figura 20. Diagramas de cajas de la cobertura total de mantos de <i>M. pyrifera</i> , por polígono registrada entre (1994-2013). A) distribución de los datos de cobertura (m^2), las cajas representan el 50% de la distribución de los datos. Los valores más alejados (arriba y abajo) de las líneas, representan los datos atípicos o coberturas altas y bajas registradas en el periodo. B) representa las anomalías o desviación (positiva y negativa) de la media de los datos (0), los valores positivos y negativos pueden expresarse como coberturas máximas o mínimas con respecto a la media de referencia.....	74
Figura 21. Variación de la cobertura de mantos de <i>M. pyrifera</i> por polígono, en el periodo (1994-2013), expresada en metros cuadrados (m^2), las líneas de error representan la variación de cada dato con respecto a la media.....	75
Figura 22. Cobertura total de los mantos por sitio (polígono) expresada en metros cuadrados (m^2), se remarcan los niveles mínimo y máximo de cobertura y su	

coincidencia con anomalías altas de temperatura (zona punteada) durante el evento “El Niño” (1997-98) y anomalías negativas o enfriamiento (zona gris) durante el evento “La Niña” (2008).....76

Figura 23. Series de tiempo (1994-2013), densidad total de mantos de *M. pyrifera*, de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*). Las series incluyen individuos de talla legal y menores para cada especie. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de significancia estadística (p) para cada caso.....78

Figura 24. Series de tiempo (1994-2013) en el polígono VC-Re-Pu (P2), densidad total de mantos de *M. pyrifera*, de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*) y de individuos de talla legal y menores, para cada especie. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de insignificancia estadística (p) para cada caso.....79

Figura 25. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especies de flora y fauna asociadas: Abulón azul (*H. fulgens*) con las: alga (*G. robustum*), pasto marino (*P. torreyi*), caracol panocha (*M. undosa*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.....83

Figura 26. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especies de flora y fauna asociadas: individuos de tallas AzJ (≤ 140 mm) de abulón azul (*H. fulgens*) con las algas (*E. arborea* y *G. robustum*), el pasto marino (*P. torreyi*), el caracol panocha (*M. undosa*), la langosta roja (*P. interruptus*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.....84

Figura 27. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especies de flora y fauna asociadas: abulón azul (*H. fulgens* de tallas ≤ 140 mm) con el pasto marino (*P. torreyi*), el caracol panocha (*M. undosa*) y el pepino (*P. parvimensis*) asociadas. Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.....85

Figura 28. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especies de flora y fauna asociadas: individuos de tallas AmJ (≤ 130 mm) de abulón amarillo (*H. corrugata*) con el alga (*G. robustum*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se muestran en la tabla 18.....86

Figura 29. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especies de flora y fauna asociadas: el alga (*E. arborea*) con el pasto marino (*P. torreyi*), el

caracol panocha (*M. undosa*) y la langosta roja (*P. interruptus*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.....87

Figura 30. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: entre el pepino (*P. parvimensis*) con abulón amarillo (*H. corrugata*) e individuos de tallas AmJ ($\leq 130\text{mm}$) y AmL ($\geq 130\text{mm}$), con la macrofita (*M. pyrifera*) y el erizo rojo (*S. franciscanus*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.....89

Figura 31. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anuales de: densidad de *M. pyrifera* (línea punteada), *E. arborea* (línea continua) y la temperatura (TSM), anomalías positivas (temperaturas arriba del promedio, barras blancas) y anomalías negativas (temperaturas por debajo del promedio, barras grises).....93

Figura 32. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anuales de: densidad de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), *E. arborea* (flora), *M. undosa* (fauna) y del Índice Multivariado de “el Niño-la Niña” (MEI, por sus siglas en ingles) anomalías positivas (fase cálida, barras claras) y anomalías negativas (fase fría, barras oscuras).....95

Figura 33. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de abulón azul (*H. fulgens*), amarillo (*H. corrugata*) y del Índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en ingles), anomalías positivas (barras oscuras) y anomalías negativas (barras claras).....96

Figura 34. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de algas (*M. pyrifera* y *G. robustum*), del pepino de mar (*P. parvimensis*) y del índice de surgencias, las barras claras (anomalías positivas) representan la fase de intensificación de eventos de surgencias, mientras las barras grises (anomalías negativas) representan disminución de esos eventos.....98

Figura 35. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de abulón azul, *H. fulgens* (superior) y abulón amarillo, *H. corrugata* (inferior) y del índice de surgencias, las barras claras (anomalías positivas) representan la fase de intensificación de eventos de surgencias, mientras las barras grises (anomalías negativas) representan disminución de esos eventos.. .99

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Zonas en que se dividió el área de estudio, sitios con sus claves y grupo de sitios designados para cada polígonos.....	31
Tabla 2. Criterios de Clasificación para definir los tipos de sustrato (inerte y biótico).....	33
Tabla 3. Clasificación de oquedades por tamaño.....	34
Tabla 4. Nombre de las zonas con sus respectivas claves y los sitios que corresponden a cada una de ellas.....	40
Tabla 5. Indicadores normalizados del hábitat (superior) y de la comunidad bentónica (inferior), que se usaron para estimar el indicador de heterogeneidad (IH). El subíndice n se refiere al valor normalizado del indicador (atributo).....	41
Tabla 6. Designación de claves para los polígonos con sus sitios correspondientes para cada área.....	45
Tabla 7. Para cada sitio se presentan los valores de amplitud del relieve del fondo expresada en metros, Índice de amplitud (IA) y el Índice de Rugosidad (IR).....	57
Tabla 8. Tipos de sustrato y atributos del hábitat que contribuyeron (%) con la similitud entre sitios.....	60
Tabla 9. Registro de especies de flora, número de individuos (n) y riqueza de especies (S) para cada año (2013-2014).....	61
Tabla 10. Registro de especies de fauna bentónica, número de individuos (n) y riqueza de especies (S) para cada año (2013-2014).....	63
Tabla 11. Atributos de la comunidad entre sitios y años. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.....	65
Tabla 12. Promedio de la diferencia taxonómica (Δ^+) y variación de la diferencia taxonómica (Δ^+) por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio, para las zonas (z2_BA y z3_SH).....	66
Tabla 13. Indicadores de la complejidad del hábitat y de la comunidad bentónica normalizados en una escala de 0 a 1. Se presentan por sitio y año. Para el hábitat: Oq1 _n (oquedad chica), Oq2 _n (oquedad mediana), Oq3 _n (oquedad grande), Oq _n (oquedades), IA _n (índice de amplitud), IR (índice de rugosidad), amplitud _n , n _n (abundancia de los tipos de sustrato), S _n (riqueza de los tipos de sustrato), J _n	

(equidad de los tipos de sustrato), H'_n (complejidad del hábitat). Para la comunidad: S_n (riqueza de especies), n_n (abundancia de especies) J'_n (equidad de especies) y H'_n (diversidad de especies). El subíndice n se refiere al valor normalizado del indicador (atributo).....69

Tabla 14. Indicador de heterogeneidad (IH) por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio y para cada año.....70

Tabla 15. Correlación de Spearman (r) entre la complejidad del hábitat con la comunidad (especies de flora y fauna) en 2013-2014.....71

Tabla 16. Dimensión de los polígonos utilizados para estimar la cobertura de mantos de *M. pyrifera*, expresada en hectáreas (h) y metros cuadrados (m²).....73

Tabla 17. Densidad total de especies (flora y fauna) asociadas a los bancos de abulón en el periodo (1994-2013).....81

Tabla 18. Correspondencia entre densidad de especies (flora y fauna) asociadas a bancos de abulón. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de confianza (p).....82

Tabla 19. Correlación entre abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), individuos de las diferentes tallas (AzJ y AzL) y de *M. pyrifera* por polígono, contra las especies asociadas de flora y fauna. Se especifica cada polígono: P1 (SPL-SPP), P2 (VC-Re-Pu), P3 (Va) y P4 (Pa-Ri).....90

Tabla 20. Correlación de especies asociadas por polígonos: P1 (SPL-SPP), P2 (VC-Re-Pu), P3 (Va) y P4 (Pa-Ri).....91

Tabla 21. Correlación de Spearman (r) y nivel de confianza estadística (p) de la relación entre variables biológicas (densidad de especies) y variables ambientales: Índice de Oscilación del Pacífico (PDO, por sus siglas en ingles), Índice Multivariado de “el Niño - la Niña” (MEI, por sus siglas en ingles) y Temperatura Superficial del Mar (TSM).....92

Tabla 22. Correlación de Spearman (r) y nivel de confianza estadística (p) de la relación entre el índice de surgencias y como variable ambiental, el Índice Multivariado de “el Niño-la Niña” (MEI, por sus siglas en ingles) y variables biológicas (densidad de especies).....97

RESUMEN

Bahía Asunción se ubica en la costa occidental de la Península de Baja California, al norte del estado de B.C.S., a lo largo de la costa se alternan litorales rocosos con extensas zonas de playas arenosas, donde el principal componente biótico son las macroalgas quienes proporcionan mayor complejidad al hábitat y determinan la dinámica de las poblaciones de invertebrados. Por ello se planteó la hipótesis de que los cambios en la estructura del hábitat sí influyen sobre la complejidad de la comunidad bentónica así como sobre las especies de importancia comercial. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de los factores ambientales y de la complejidad del hábitat sobre la comunidad bentónica en los bancos abuloneros de Bahía Asunción. En 2013 y 2014, se visitaron seis sitios en Bahía Asunción y dos en Punta San Hipólitos B.C.S., México, El hábitat se evaluó considerando la variedad de los tipos de sustrato abiótico y biótico, número de oquedades, rugosidad y amplitud del sustrato y la diversidad del hábitat, se observó que la complejidad fue mayor en los sitios del norte respecto a los del sur. La estructura de la comunidad se describió con base en sus atributos con 13,924 individuos pertenecientes a 18 especies de flora y 36 de invertebrados, la mayor diversidad se observó en los bancos ubicados al norte del área de estudio y disminuyó hacia el sur. De las relaciones taxonómicas se observaron 97 especies pertenecientes a 54 familias, 40 órdenes y 18 clases, la diversidad taxonómica (Δ) fue mayor para los sitios al norte de BA y disminuyó hacia el sur en SH, mientras la diferencia taxonómica promedio (Δ^+) fue inversa. De la relación hábitat-comunidad, solo el número de oquedades chicas (Oq1) y grandes (Oq3), los tipos de hábitat (S_h) y la complejidad ($H'h$) del mismo, mostraron correlaciones positivas con el número de individuos (n) y riqueza de especies (S), aunque estas fueron débiles. Se analizó la correspondencia entre la variación anual de la cobertura de mantos de macroalgas y la abundancia (n/m^2) de abulón y especies asociadas (flora y fauna) durante 1994-2013, la mayor correspondencia se observó entre los cambios anuales de mantos de *Macrocystis pyrifera* con abulón azul ($r=0.45$ a 0.55 , $p \leq 0.04$) y amarillo ($r=0.76$ a 0.88 , $p \leq 0.0001$). La densidad de especies mostraron ser sensibles a la presencia anómala de aguas tropicales debido a la influencia del evento El Niño (1997-98) que causó disminución en la densidad de *Macrocystis pyrifera* y de *Haliotis corrugata*, mientras la densidad de *Eisenia arborea*, *H. fulgens* y *Megastraea undosa* respondieron positivamente. Densidades altas de *Haliotis fulgens*, *H. corrugata*, *Parastichopus parvimensis* y *Macrocystis pyrifera* coincidieron con picos máximos de las anomalías positivas del índice de surgencias. Las condiciones óptimas del hábitat para el desarrollo de las especies bentónicas más abundantes no necesariamente correspondieron con la mayor complejidad del mismo, pero sí mostraron asociación o correspondencia con algunos de sus atributos.

ABSTRACT

Bahía Asunción is located on the western coast of the Baja California Peninsula, to the north of BCS, its a rocky coast with extensive areas of sandy beaches, the main biotic component are the macroalgae they provide complexity to habitat and are determinant in the dynamic of invertebrate populations. Therefore, is hypothesized that changes on habitat structure would influence the benthic community, the complexity and on species of commercial importance. The objective of present work had to evaluate the effect of environmental factors and the habitat complexity on the benthic community in the abalone banks of Bahía Asunción. In 2013 and 2014, six sites were visited in Bahía Asuncion and two in Punta San Hipolitos BCS, Mexico. Habitat was evaluated considering the variety of biotic and abiotic substrates, number of cavities, roughness and substrate amplitude and habitat diversity, it was observed that habitat complexity was greater to the north and decreased to the south. The benthic community was described from its attributes with 13,924 ind., from 18 flora species and 36 from invertebrates, greatest diversity was observed in the banks located to the north and decreased to the south of study area. Taxonomic relationships, 97 species, 54 families, 40 orders and 18 classes were observed, the taxonomic diversity (Δ) was higher to the north of BA and decreased to the south in SH, while average of taxonomic difference ($\Delta +$) was inverse. From relationship between habitat with the community: number of small (Oq1) and large (Oq3) hollows, habitat types (S_n) and the habitat complexity showed positive weak correlations with abundances and species richness (S). Was analyzed correspondences between annual variation between kelp cover canopy and abundances (n/m^2) of abalone and associated species (flora and fauna) from 1994 to 2013, and the greater correspondence was observed between *M. pyrifera* with *H. fulgens* ($r = 0.45$ to 0.55 , $p \leq 0.04$) and *H. corrugata* ($r = 0.76$ to 0.88 , $p \leq 0.0001$). From climate, anomalous presence of tropical waters when El Niño event (1997-98) it was present, density of species showed sensitive decrease specially *M. pyrifera* and *H. corrugata*, while the density of *Eisenia arborea*, *H. Fulgens* and *Megastraea undosa* they observed positive responses. High densities of *Haliotis fulgens*, *H. corrugata*, *Parastichopus parvimensis* and *Macrocystis pyrifera* coincided with high peaks of positive anomalies of the upwelling index. It was conclude optimum habitat conditions for the benthic community and development of the most abundant species, did not necessarily were corresponded with the greater habitat complexity, but they showed an association with some of its attributes.

INTRODUCCIÓN

El hábitat se puede concebir como el espacio o área que reúne las condiciones y características físicas, químicas, biológicas y geológicas necesarias para la supervivencia y reproducción de las especies (Garshelis 2000; Mitchell, 2005). Suele ser específico, pero depende de la preferencia de los organismos a propiedades particulares de su entorno y se caracteriza por cierta uniformidad en las condiciones bióticas y abióticas (Garshelis 2000; Storch 2003; Mitchell, 2005).

La complejidad del hábitat se refiere a la heterogeneidad en la composición tridimensional de la estructura física del hábitat en un lugar y tiempo determinado, donde los organismos presentes se ven influenciados por las variaciones en las condiciones del mismo, afectando la diversidad, estructura y densidad de las poblaciones presentes (Bell & Hicks 1991; Grigg 1994; Ferreira *et al.* 2001; Kostylev *et al.* 2001; Hartney & Grorud 2002; Carreón-Palau *et al.* 2003; Burlakova *et al.* 2011; Kovalenko *et al.* 2012).

El concepto de la estructura del hábitat se ha adoptado para abarcar el estudio de los efectos de la disposición de objetos en el espacio, sobre la abundancia y diversidad de especies, y ha sido definido como la cantidad de estructura física o arreglo tridimensional de la materia física, tanto abiótica como biótica (McCoy & Bell *et al.* 1991). Por lo tanto, hábitat estructuralmente complejos, por lo general, proveen una mayor cantidad de nichos y formas de explotar los recursos disponibles (Risk 1972; Luckhurst & Luckhurst 1978; Roberts & Ormond 1987; Hixon 1991; Bell *et al.* 1991; McCoy & Bell 1991; Tews *et al.* 2004; Teagle *et al.* 2017).

La costa occidental de la Península de Baja California se caracteriza por una alta heterogeneidad de hábitat marinos que albergan gran cantidad de especies de ambientes templados, tropicales y de transición templado-tropical. El ecosistema

de bosques de *Macrocystis pyrifera* forma densos bosques donde dominan los ambientes rocosos. El límite norte de distribución de *Macrocystis pyrifera* a lo largo de la costa Pacífico de Norte América, es relativamente estable frente a California U.S.A., pero su límite sur a lo largo de la península de Baja California ha variado sustancialmente durante los últimos 20 años (Edwards & Hernández-Carmona 2005). En este ecosistema, las macroalgas forman el principal componente biótico del fondo, donde las grandes laminariales forman extensos mantos con morfologías intrincadas que incrementan la complejidad estructural del hábitat, creando mayores zonas de refugio para otras especies. Dicha complejidad permite reducir la presión por depredación disminuyendo la detección de las presas y por lo tanto el éxito de captura del depredador (Guzmán del Prío 1994; Warfe & Barnuta 2004; Castañeda-Fernández de Lara *et al.* 2014), además contribuyen localmente en la retención o dispersión de productos reproductivos, reduciendo la velocidad de las corrientes (Hartney & Grorud 2002; Hansen *et al.* 2010; Teagle *et al.* 2017).

Así mismo, la densidad de sus mantos amortiguan el efecto del oleaje sobre el flujo de las corrientes, reduciendo los procesos asociados a la erosión costera y la penetración de luz sobre el fondo, lo que crea condiciones favorables para aquellas especies adaptadas a bajas intensidades luminosas disminuyendo de esa manera la competencia (Steneck *et al.* 2002; Graham *et al.* 2007; Arkema *et al.* 2009; Teagle *et al.* 2017).

Desde el punto de vista de redes tróficas, los bosques de macroalgas son un ecosistema considerado concentrador de biomasa y fuente de nutrientes para los ecosistemas costeros, donde la biomasa de las mismas entra a la red alimentaria a través de rutas indirectas en forma de detritus (Duggins *et al.* 1989). Gran parte de las láminas que se desprenden de estas macroalgas llegan al fondo, donde se vuelve disponible para otros organismos y comienza su descomposición para formar parte del detritus. Algunos autores mencionan que estos ecosistemas

concentran y magnifican la producción secundaria y soportan complejas redes tróficas en la zona costera (Duggins *et al.* 1989; Steneck *et al.* 2002; Graham *et al.* 2007; Arkema *et al.* 2009).

Por lo anterior, los bosques de *M. pyrifera* se encuentran entre los ecosistemas más productivos del mundo (Cavanaugh *et al.* 2010). En México, la alta productividad primaria prevaleciente en la costa occidental de la península de Baja California da soporte a las poblaciones que dependen de este ecosistema, incluidas especies bentónicas de alto valor comercial como: la langosta roja (*Panulirus interruptus*), el abulón azul (*Haliotis fulgens*), el abulón amarillo (*H. corrugata*) y el caracol panocha (*Megastraea undosa*), entre otras especies de flora y fauna (Guzman del Prío *et al.* 1991; Guzmán del Prío 1994; Casas-Valdez *et al.* 2000). En México, el límite sur de distribución de *Macrocystis pyrifera* en la costa oeste de la península de Baja California se reportaba hasta Bahía Magdalena, B.C.S. Informes más recientes sugieren que Punta San Hipólito al sur de Bahía Asunción es el límite de su distribución (Hernández-Carmona *et al.* 2001; Edwards & Hernández-Carmona 2005).

En los bosques de *M. pyrifera* de esta zona, los sustratos o arrecifes rocosos comúnmente llamados bancos abuloneros (*termino que será acuñado en el presente estudio para definir el tipo de hábitat*) presentan una cobertura vegetal característica formada principalmente por algas coralinas (Rhodophyta) como *Bosiella orbigniana*, *Corallina officinalis*, *C. pinnatifolia* y coralinas costrosas (*Hydrolithon* spp. y *Lithophyllum* spp.), las algas pardas *Eisenia arborea* y *Macrocystis pyrifera* y el pasto marino *Phyllospadix torreyi*. Además, estas especies han sido identificadas como la principal fuente de alimento para las diferentes especies de la comunidad (Guzman del Prío *et al.* 1991; Guzmán del Prío 1994; Grigg 1994; Casas-Valdez *et al.* 2000; Ponce-Díaz *et al.* 2000; Rodríguez-Valencia *et al.* 2002; Serviere-Zaragoza *et al.* 2003; Ponce-Díaz *et al.* 2003).

Pero no solo la disponibilidad de luz, sustrato, sedimentación y nutrientes entre los factores ya mencionados, son los que influyen sobre las comunidades de este ecosistema, también la variación de la temperatura juega un papel importante. Por ejemplo en el caso de la población de *M. pyrifera*, en la costa occidental de la península de Baja California, ocurren eventos que propician la presencia de aguas cálidas causando declinaciones en la producción o rendimientos de la especie debido a un estrés térmico, falta de nutrimentos y a una mortalidad inducida por tormentas (Dayton & Tegner 1984; Tegner & Dayton 1987, 1991; Edwards & Hernández-Carmona 2005). Mientras que en condiciones de aguas frías e incremento de nutrientes, la especie se ha recuperado rápidamente en diferentes zonas a lo largo de la península de Baja California (Lada *et al.* 1999; Edwards & Hernández-Carmona 2005).

La disminución o desaparición de *M. pyrifera* y otras algas puede afectar tanto a juveniles como adultos, en algunos casos disminuyendo sus densidades y alterar sus funciones fisiológicas, pero no causar su desaparición (Guzmán del Prío *et al.* 2003). Por lo tanto, el establecer la relación entre el hábitat y la comunidad bentónica puede tener relevancia por diversos motivos; provee información importante acerca de los procesos que determinan la estructura de la comunidad, así como un mejor entendimiento del efecto que diversas perturbaciones naturales (p.ej. la posible influencia de eventos como “El Niño”), o antropogénicas puedan tener sobre el hábitat y la abundancia de especies, incluidas aquellas de alto valor comercial (Matias *et al.* 2007; Guzmán del Prío *et al.* 2003).

Bajo este contexto, el presente trabajo pretende reunir evidencias de cómo a mayor complejidad en la estructura física del hábitat aumenta el número de especies presentes. Además a través de información acumulada a lo largo de un periodo de tiempo identificar cambios importantes en la abundancia de especies de alto valor comercial y sus fluctuaciones por efecto del clima.

ANTECEDENTES

La estructura del hábitat es uno de los factores ecológicos y/o físicos que influye sobre la variabilidad espacial en la diversidad de especies y que se ha venido estudiando desde hace décadas en ambientes marinos. Algunos autores resaltan su importancia ya que provee hábitat para juveniles y adultos de plantas y animales (Raffaelli & Huges 1978; Gee & Warwick 1994a,b; Dittmann 1990; Kostylev *et al.* 1997; Beck, 1997,1998) así mismo, es un regulador de los patrones de forrajeo (Dolmer 1998; Erlandsson *et al.* 1999).

Otros trabajos hacen referencia a la interacción entre el flujo de agua con la heterogeneidad del fondo (Butman *et al.* 1994; Ke *et al.* 1994; Green *et al.* 1998) y el posible efecto sobre la retención y asentamiento de larvas (Lapointe & Bourget 1999; Hills *et al.* 1999), la subsecuente dinámica de las poblaciones y sobre la disponibilidad de alimento, oxígeno y señales químicas (Weissburg & Zimmer-Faust 1993; Bertness *et al.* 1998; Leonard *et al.* 1998, 1999; Lenihan 1999). Así como la erosión, el transporte de sedimentos (Widdows *et al.* 1998) y sobre la comunidad bentónica que ahí habita (Fleeger *et al.* 1995; Commito *et al.* 1995a,b; Commito *et al.* 2000).

Con relación a los ambientes bentónicos submareales, la mayoría de los trabajos se han enfocado principalmente en asociaciones ícticas de arrecifes coralinos (Lawson *et al.* 1999; Almani 2004, 2004a; Wilson *et al.* 2007), estos estudios han demostrado que la complejidad del hábitat puede reducir la depredación y la competencia entre especies, pero depende de ciertos factores como la selección del refugio apropiado, atributos de comportamiento de las especies que interactúan y el estadio de desarrollo de la presa/competidor inferiores.

En los ecosistemas de bosques de macroalgas, los estudios se han enfocado principalmente en identificar la relación que existe entre especies de algas rojas que cubren el fondo y sus adaptaciones a diferentes intensidades de luz y

sedimentación, dependiendo de la densidad de las grandes laminariales (Connell 2003, Clark *et al.* 2004), o bien, entre las macroalgas y el reclutamiento de invertebrados bentónicos (Duggins *et al.* 1990) y con menor esfuerzo entre la complejidad topográfica (rugosidad) y la estructura de la comunidad de algas (Fowler-Walker & Connell 2007, Toohey *et al.* 2007). Estudios más recientes han descrito al espacio entre el sustrato duro y el rizoide (estructura de anclaje de estas macroalgas) como hábitat favorable, el cual brinda protección y alimento, aumentando aún más el área o superficie habitable. Se ha documentado que pueden llegar a albergar de entre 30 a 90 especies y hasta 10,000 individuos por rizoide (Teagle *et al.* 2017).

Otros estudios se han centrado en describir los bosques de macroalgas (ej. *Macrocystis pyrifera*) como sistemas biológicos altamente eficientes, que han estado sometidos a explotación por largo tiempo y se menciona como históricamente han sostenido pesquerías importantes (Erlandson *et al.* 2005; Graham *et al.* 2007).

En México, debido a la importancia que tiene la costa Pacífico de Baja California como región de alta productividad biológica, la mayor parte de la información, se ha centrado en describir y evaluar el estado de sus pesquerías, con mayor esfuerzo sobre poblaciones explotables de especies de alto valor comercial como abulón (Ramade-Villanueva *et al.* 1998; Ponce-Díaz *et al.* 2000; Guzmán del Prío *et al.* 2013) la langosta (Vega-Velazquez 2003; Vega-Velazquez & Espinoza-Castro 2004; Vega-Vazquez 2004; Chávez & Gorostieta 2010; Chávez-Hidalgo & Chávez 2016). Otros se han centrado en describir los cambios interanuales y el efecto del ambiente sobre la disponibilidad y captura de especies como el erizo de mar (Palleiro-Nayar *et al.* 2012) o los cambios en la densidad de abulón o langosta en un periodo de tiempo y espacio determinado, así mismo mencionan el efecto de la temperatura sobre su reclutamiento (Guzmán del Prío *et al.* 2003, Arteaga-Ríos *et al.* 2007; Guzmán del Prío & Borges-Souza 2016). En el caso de

Macrocystis pyrifera mucho del esfuerzo se ha centrado en estudios relacionados con la importancia económica que tiene esta macrofita, llamada también sargazo gigante, y su estrecha relación con la explotación del abulón y la langosta (Casas-Valdéz & Fajardo León 1990; Hernández-Carmona *et al.* 1989).

O bien relacionados con la diversidad de especies algales asociadas a bancos de abulón y su distribución a lo largo de la costa entre Bahía Tortugas y Bahía Magdalena, Baja California Sur. Donde confirman lo que otros autores habían mencionado, de que el área entre Punta Eugenia y Bahía Magdalena es considerada como una zona biogeográfica de transición que incluye especies templadas y tropicales (Abbot & Holleberg 1976; Ladah *et al.* 1999; Serviere-Zaragoza *et al.* 2003; Edwards & Estes 2006).

Edwards & Hernández-Carmona (2005) hacen referencia a importantes variaciones en la distribución de *Macrocystis pyrifera* a lo largo de la península de Baja California sobre todo en su límite sur de distribución. Mencionan como a lo largo de un periodo de 20 años la macrofita a vuelto a recuperar su cobertura cerca de Punta San Hipólito B.C.S., pero destacan lo inestable de su recuperación por la influencia que eventos climáticos como “El Niño” pueden tener sobre la distribución y abundancia de esta especie y la comunidad en general.

Algunos de los primeros trabajos enfocados en el estudio de la comunidad de los bancos de abulón, fue el desarrollado por Guzmán del Prío y cols. (1991), quienes hace un análisis descriptivo de la comunidad bentónica de bancos de *Haliotis* spp. en Bahía Tortugas B.C.S., y hacen referencia de que las comunidades presentan una alta movilidad de grupos taxonómicos de una estación a otra del año, con diferentes grados de asociación en los que la similitud mas alta se reduce a pequeños conjuntos de especies, adicionalmente describen las características y relieve del fondo y remarcan que existe gran heterogeneidad de hábitat.

Posteriormente, el mismo autor hace una evaluación de los efectos que la influencia del evento “El Niño” (1997-98) tuvo sobre el reclutamiento de invertebrados bentónicos y macroalgas en los bancos de abulón del mismo sitio y menciona que dicho evento, tuvo un impacto diferente para cada especie, mientras unas especies como las de abulón (*Haliotis* spp.) y la macrofita (*M. pyrifera*) mostraron drásticas reducciones, otras se vieron favorecidas como la langosta (*P. interruptus*). Finalmente concluye que la comunidad bentónica de esa región muestra una gran resistencia al cambio y que sus poblaciones están adaptadas para recobrar su condición normal en un periodo de año y medio a dos posteriores a dicho evento (Guzmán Del Prío *et al.* 2003).

Más recientemente Torres-Moye y cols. (2013), estudiaron patrones de variabilidad espacial y temporal entre la comunidad bentónica de bosques de macroalgas al sur de California E.U., y B.C., México. En él examinan la relación entre la heterogeneidad del hábitat, la diversidad biológica y comparan entre zonas. Observan que la rugosidad del sustrato se relacionó positivamente y de manera significativa con la riqueza de especies, pero que los cambios temporales no fueron consistentes para todos los sitios estudiados, así mismo resaltan que posterior a la influencia del evento “El Niño” (2009-2010), la comunidad bentónica no cambió significativamente como ha ocurrido en otras ocasiones y posterior a esos eventos en esa región. También mencionan que “El Niño” (2009-2010) no presentó las anomalías térmicas altas que prevalecen durante los eventos típicos.

ÁREA DE ESTUDIO

Los bosques de *Macrocystis* spp. se desarrollan en fondos rocosos a lo largo de la costa oeste de Norteamérica, Sudamérica y Sudáfrica; la costa este de Sudamérica y Nueva Zelanda; sur de Australia y Tanzania (Hernández-Carmona 1989; Graham *et al.* 2007; Teagle *et al.* 2017). En México su distribución comprende desde la frontera con Estados Unidos hasta Punta San Hipólito en

Baja California Sur (Hernández-Carmona 1989; Casas-Valdez *et al.* 2000; Ponce-Díaz *et al.* 2000).

La costa occidental de la península de Baja California es considerada una de las regiones más productivas. Su alta productividad se debe a que en ella ocurren tanto transporte hacia el ecuador de aguas templadas como vientos favorables a eventos de surgencias costeras que en conjunto producen un transporte de aguas superficiales mar adentro y originan afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes hacia la superficie (Durazo 2009; Durazo *et al.* 2010). La riqueza y abundancia de especies presentes en esta zona, se relacionan con las condiciones fisicoquímicas recurrentes y la interacción del Sistema de la Corriente de California (SCC), donde los autores destacan que la región sureña de este sistema es considerado como una zona de transición (Durazo *et al.* 2010).

La Corriente de California (CC) es el borde oriental del gran giro anticiclónico del Pacífico norte, que fluye a lo largo del año con dirección al ecuador conduciendo agua fría y rica en nutrientes (Lynn & Simpson 1987; Hickey 1998; Durazo *et al.* 2010). Hacia el norte corre un flujo más estrecho y débil a lo largo de la costa, que al sur de Punta Concepción California EE.UU., se conoce como Contracorriente de California y hacia el norte de esa localidad la nombran Corriente de Davidson. que acarrea agua de origen ecuatorial (Bograd & Lynn 2003). Y la Contracorriente Subsuperficial de California la cual se origina en el ecuador y se desplaza hacia el norte transportando agua cálida y salina (Lynn & Simpson 1987; Guzmán del Proó 1994; Casas-Valdez *et al.* 1996; Casas-Valdez *et al.* 2000; Ponce-Díaz *et al.* 2000; Bograd & Lynn 2003; Bograd *et al.* 2010). En conjunto, la Corriente de California, la Contracorriente de California y la Contracorriente Subsuperficial de California, conforman el Sistema de la Corriente de California.

Desde la costa sur de Bahía San Sebastián Vizcaíno hasta Bahía Magdalena, se reconoce como zona de alta actividad biológica (BAC) debido a las

concentraciones de Clorofila *a*, indicador de biomasa fitoplanctónica (2.2 mg/m^{-3}), la abundancia de macrozooplancton y densidades altas de larvas de peces, por lo que se distingue de cualquier otro sitio dentro de la costa occidental del Pacífico (Bernal 1979; Hernández-Rivas *et al.* 2000; Lluch-Belda 2000). En términos generales, un BAC es definido como una región relativamente pequeña en los océanos, cuya característica mas relevante es la alta productividad biológica, que contrasta con la de masas de agua adyacente, que trasciende dentro y se propaga hacia otros ecosistemas aledaños, generando con ello regiones marinas ricas en recursos pesqueros. Esto motiva la existencia de importantes concentraciones de biomasa de organismos, muchos de ellos de importancia comercial (Arreguín-Sánchez 2000; Lluch-Belda *et al.* 2005).

Bahía Asunción se ubica en la parte central de la Península de Baja California, al norte del estado de B.C.S., A lo largo de la línea de costa se alternan litorales rocosos con extensas zonas de playas arenosas. Al sur de Bahía Asunción se ubica la localidad Punta San Hipólito (figura 1), que se caracteriza por ser una zona de alta productividad como resultado de eventos oceánicos como giros y surgencias temporales frente a su costa (Walsh *et al.* 1974; Walsh & Whittedge, 1977). En ella operan dos Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera, Leyes de Reforma y California San Ignacio que tienen bajo concesión las áreas de pesca o bancos abuloneros de la zona.

Siguiendo la clasificación geomorfológica de costas rocosas propuesta por Shepard (1977), el tipo de costa que presenta la zona de estudio puede ser clasificada como secundaria de emersión, debida al levantamiento de bloques de corteza o al descenso en el nivel del mar, donde los materiales que le dan forma proceden de la erosión o abrasión moldeada por el oleaje marino.

Se visitaron ocho sitios o bancos abuloneros, seis de los cuales se ubican al norte de Bahía Asunción y dos hacia el sur cerca de Punta San Hipólito. Al norte de

Bahía Asunción la línea de costa presenta depresiones alternadas con puntas o salientes rocosas es de relieve irregular muy accidentado. Siguiendo la línea de costa de norte a sur del área de estudio los sitios fueron: San Pablo Límite (SPL) que se ubica entre los $27^{\circ} 12' 59.07''$ latitud N y los $114^{\circ} 28' 32.14''$ longitud W y San Pablo Puerto (SPP) entre $27^{\circ} 13' 4.71''$ latitud N y los $114^{\circ} 28' 13.07''$ longitud W, estos dos bancos están localizados al pie de un acantilado en la punta mas al norte del área de estudio, expuesta al embate de las corrientes y el oleaje (figura 1).

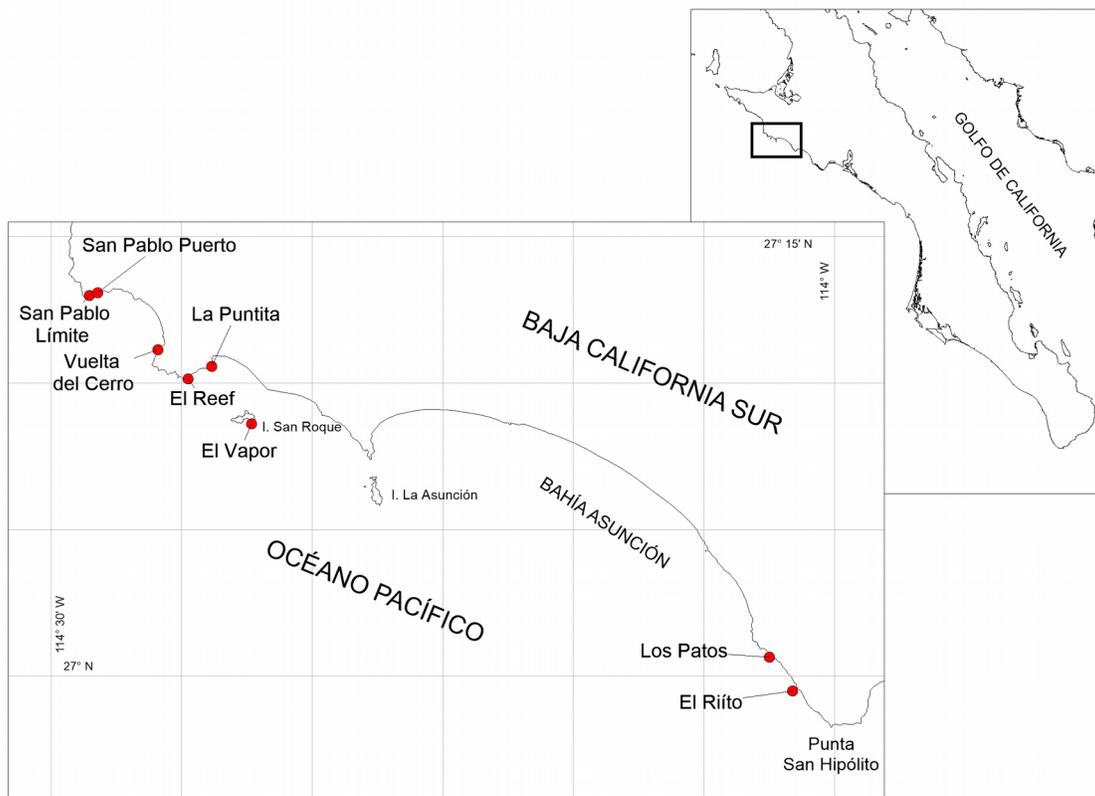


Figura 1. Área de estudio donde se resaltan los ocho bancos abuloneros visitados: seis al norte de Bahía Asunción y dos al sur, cerca de Punta San Hipólito.

Siguiendo la línea de costa se localizan: Vuelta del Cerro (VC) entre los $27^{\circ} 11' 8.46''$ latitud N y los $114^{\circ} 25' 54.44''$ longitud W, El Reef (Re) entre los $27^{\circ} 10' 8.26''$ latitud N y los $114^{\circ} 24' 45.35''$ longitud W y la La Puntita (Pu) entre los $27^{\circ} 10' 33.96''$ latitud N y los $114^{\circ} 23' 51.29''$ longitud W. Estos tres bancos se ubican en

otra punta rocosa de relieve muy irregular. De estos tres bancos El Reef es el más expuesto a las corrientes y el oleaje (figura 1).

El último banco de la zona norte y ubicado al sur de los anteriores es El Vapor (Va) entre los 27° 8' 36.46" latitud N y los 114° 22' 19.80" longitud W, se localiza al sur de Isla San Roque expuesto a las corrientes y el oleaje (figura 1).

Hacia el sur del área de estudio cerca de Punta San Hipólito la línea de costa es poco elevada con salientes rocosas no muy evidentes, hacia el norte le circundan extensas playas arenosas y algunos arroyos que deben aportar sedimento hacia el mar frente a esa zona. También se observan bloques de corteza rocosa que forman plataformas horizontales desde la playa y que los locales llaman tepetate, frente a ella se ubican Los Patos (Pa) entre los 27° 0' 39.09" latitud N y los 114° 2' 29.64" longitud W y localizado más al sur, El Riíto (Ri) entre los 26° 59'29.32" latitud N y los 114° 1' 36.61" longitud W (figura 1).

HIPÓTESIS

Los cambios en la estructura del hábitat influyen sobre la complejidad de la comunidad bentónica y de las especies de importancia comercial.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de los factores ambientales y de la complejidad del hábitat sobre la comunidad bentónica en los bancos abuloneros de Bahía Asunción.

OBJETIVOS PARTICULARES

Caracterizar la complejidad del hábitat de acuerdo a los diferentes componentes bióticos y abióticos.

Caracterizar y describir los patrones de abundancia, diversidad y similitud de la comunidad bentónica de los sitios estudiados.

Determinar si existe relación entre la complejidad del hábitat con los cambios en la estructura de la comunidad bentónica.

Estimar los cambios en la cobertura de mantos macroalgales en un periodo de tiempo y espacio determinados como una medida de la complejidad del hábitat.

Explorar la correspondencia entre los cambios anuales de cobertura de mantos macroalgales con la densidad de abulón (*Haliotis fulgens* y *H. corrugata*) y otros invertebrados.

Determinar condiciones óptimas del hábitat para el desarrollo de las especies bentónicas más abundantes.

MÉTODO

El área de estudio se dividió en dos zonas, una ubicada al norte de Bahía Asunción, donde fueron visitados siete sitios o bancos abuloneros: San Pablo Límite, San Pablo Puerto, Vuelta del Cerro, El Reef, La Puntita y El Vapor. Al sur de Bahía Asunción entre Punta Prieta y Punta San Hipólito se visitaron dos sitios o bancos: Los Patos y El Riíto (tabla 1).

Tabla 1. Zonas en que se dividió el área de estudio, sitios con sus claves y grupo de sitios designados para cada polígonos.

Zonas	Nombre sitio	Clave sitio	Polígono
Bahía Asunción	San Pablo Límite	SPL	SPL-SPP
	San Pablo Puerto	SPP	
	Vuelta del Cerro	VC	VC-Re-Pu
	El Reef	Re	
	La Puntita	Pu	Va
	El Vapor	Va	
Punta San Hipólito	Los Patos	Pa	Pa-Ri
	El Riíto	Ri	

COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT

Para caracterizar la complejidad del hábitat, los datos fueron obtenidos a partir de video y fotografía submarina. Se hicieron recorridos de 25 minutos grabando video, que permitió registrar las características del paisaje (fondo). Para conocer la cobertura de los tipos de sustrato, se hicieron transectos fotográficos de 20 fotogramas cada uno.

Cobertura de los tipos de sustrato

La cobertura relativa de los tipos de sustrato se midieron a partir de registros fotográficos, para lo cual se siguieron 30 criterios de clasificación (tabla 2). Dichos criterios fueron definidos a partir de características conspicuas propias del tipo de sustrato (inerte y biótico) de la región. Para el sustrato inerte se consideraron los tipos de roca clasificadas por tamaño. El tipo de sustrato inerte y tamaño de las rocas se basó en la clasificación que siguen los grupos que operan las Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera (SCPP) de la región y que reportan en bitácoras durante el monitoreo del recurso abulón, entre otros, mientras para el sustrato biótico solo se estimó la cobertura vegetal que recubre la superficie de las rocas (tabla 2).

Las fotografías se tomaron de manera perpendicular al sustrato a una distancia constante de 1.20m, controlada con ayuda de un bastón fijo a la cámara. La dimensión de cada fotografía fue de 1m² de superficie. Los registros fotográficos del componente biótico y abiótico del fondo se analizaron con ayuda del programa Coral Point Count with excel extensions (CPCe) v3.6 (Kholer & Gill 2006). El programa está basado en Visual Basic, que en un plano bidimensional facilita el cálculo estadístico de la cobertura arrecifal de manera rápida y eficiente. Para cada fotografía y por medio de una matriz de 25 puntos distribuidos al azar, se identificaron visualmente las especies (flora y fauna) y el tipo de sustrato (abiótico y biótico). Los resultados obtenidos de ese análisis, se expresaron en cobertura

relativa de los tipos de sustrato en 20 m² para cada sitio, en total se analizaron 160 m² superficiales para toda el área.

Tabla 2. Criterios de Clasificación para definir los tipos de sustrato (inerte y biótico).

Clave	Definición	Criterio*
ZM	<i>Zostera marina</i>	
PHLL	<i>Phyllospadix sp</i>	
EA	<i>Eisenia arborea</i>	
CYO	<i>Cystoseira osmundacea</i>	
GLL	<i>Gelidium sp</i>	
PLP	<i>Plocamium pacificum</i>	
DY	<i>Dictyota sp</i>	
ROD	<i>Rodimenia sp</i>	
MCPR	<i>Macrosystis pyrifera</i>	
ACC	Algas Coralinas Costrosas	
ACA	Algas Coralinas Articuladas	
A	Arena	
M	Macizo	>5m de diámetro
CR	Canto Rodado	de 15cm -1m
B	Bloques	de 1m - 5m
GRV	Grava	<5cm
EsR	Escombros Rocosos	tamaño variable sin cobertura algal
MACA	Macizo con Alga Coralina Articulada	cubiertas al 100% de algas coralinas articuladas
MACC	Macizo con Alga Coralina Costrosa	cubiertas al 100% de algas coralinas costrosas
MACAC	Macizo con Alga Coralina Articulada y Costrosa	con más del 50% de algas coralinas articuladas
MACCA	Macizo con Alga Coralina Costrosa y Articulada	con más del 50% de algas coralinas costrosas
MMA	Macizo con Macroalga	
MP	Macizo con Pasto	
BACA	Bloque con Alga Coralina Articulada	cubiertas del 100% de algas coralinas articuladas
BACC	Bloque con Alga Coralina Costrosa	cubiertas al 100% de algas coralinas costrosas
BACAC	Bloque con Alga Coralina Articulada y Costrosa	con más del 50% de algas coralinas articuladas
BACCA	Bloque con Alga Coralina Costrosa y Articulada	con más del 50% de algas coralinas costrosas
BMA	Bloque con Macroalga	
BP	Bloque con Pasto	
CRACA	Canto Rodado con Alga Coralina Articulada	cubiertas al 100% de algas coralinas articuladas
CRACC	Canto Rodado con Alga Coralina Costrosa	cubiertas al 100% de algas coralinas costrosas
CRACAC	Canto Rodado con Alga Coralina Articulada y Costrosa	con más del 50% de algas coralinas articuladas
CRACCA	Canto Rodado con Alga Coralina Costrosa y Articulada	con más del 50% de algas coralinas costrosas
CRMA	Canto Rodado con Macroalga	
GRACA	Grava con Alga Coralina Articulada	cubiertas al 100% de algas coralinas articuladas
GRACC	Grava con Alga Coralina Costrosa	cubiertas al 100% de algas coralinas costrosas
GRACAC	Grava con Alga Coralina Articulada y Costrosa	con más del 50% de algas coralinas articuladas
GRACCA	Grava con Alga Coralina Costrosa y Articulada	con más del 50% de algas coralinas costrosas
GRMA	Grava con Macroalga	
Chr	Concherío	
BT	Bio-Tapetes	Áreas cubiertas por especies no identificables
RV	Restos Vegetales	Restos de macro algas

Número de oquedades

Como medida adicional de la complejidad del hábitat se contaron el número de oquedades considerando sus dimensiones (tabla 3), registradas durante censos visuales en recorridos de 20 metros lineales por sitio. Las oquedades

consideradas en este trabajo fueron aquellos espacios o huecos de diferente tamaño que se forman entre rocas apoyadas unas con otras, que permiten la circulación del agua y suelen ser determinantes en la distribución y abundancia de las especies.

Tabla 3. Clasificación de oquedades por tamaño.

<i>Clave</i>	<i>Clasificación</i>
Oq1	Oquedad chica (hasta 0.5m)
Oq2	Oquedad mediana (0.6m hasta 1m)
Oq3	Oquedad grande (>1m)
Oq	Oquedades (totales)

Rugosidad y amplitud del sustrato

La rugosidad se define como el radio entre la silueta del sustrato y la distancia lineal (Luckhurst & Luckhurst, 1978). En el caso particular de este trabajo, la rugosidad del sustrato se estimó a partir del índice de rugosidad (IR) que expresa el accidente del terreno. Y que se obtiene por medio de la longitud del relieve (p_i) menos la longitud estándar (1), dividida entre el logaritmo natural del número de inflexiones (N). Donde p_i es la longitud del relieve o distancia lineal total que midió el contorno del fondo y se registró con ayuda de una computadora de buceo durante cada transecto. La longitud estándar se estableció a partir del tiempo (25 minutos) que tardó cada recorrido siguiendo el relieve del fondo y se le asignó como valor 1 (figura 2). El número de inflexiones (N) se refiere a las n veces que ocurre un cambio de sentido a lo largo de la longitud del relieve del fondo, entonces el índice de rugosidad se denotó como sigue:

$$IR = \frac{p_i - 1}{\ln(N)}$$

Donde:

p_i = longitud del relieve

N = número de inflexiones de la longitud del relieve

1 = longitud estándar en 25 minutos del perfil de inmersión

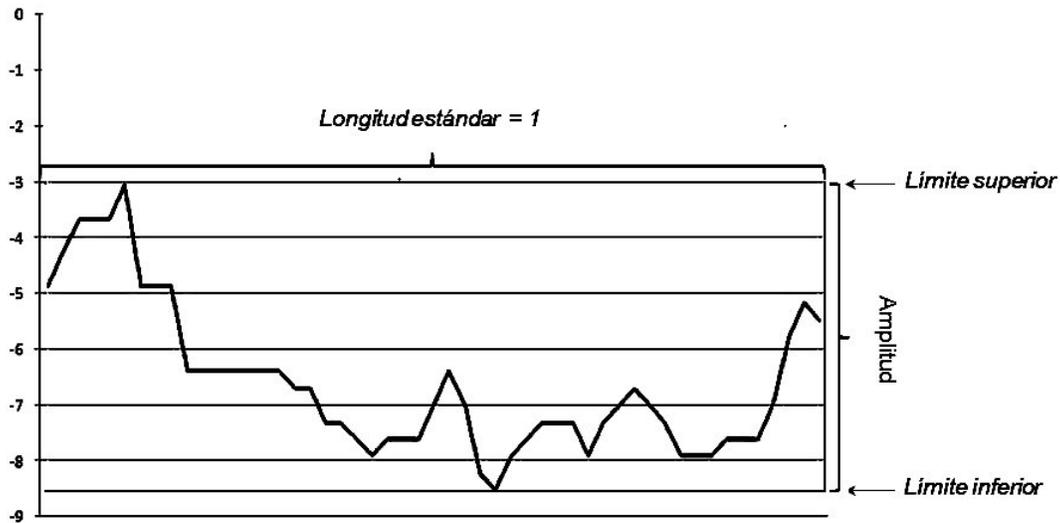


Figura 2. Relieve o contorno del fondo, longitud estándar o lineal que se usan para estimar el índice de rugosidad (IR), amplitud o altura máxima alcanzada por el accidente del terreno, atributos que se usaron para estimar la complejidad del hábitat.

Otra medida complementaria fue la amplitud del relieve, que se refiere a la altura máxima que puede alcanzar el accidente del terreno (desde el fondo a la máxima altura del sustrato). La amplitud se calculó a partir del perfil del relieve del fondo para cada sitio, considerando su límite inferior y superior (figura 2).

Diversidad del hábitat

La abundancia de los tipos de sustrato y número de oquedades se transformaron a raíz cuadrada y después se calculó la diversidad o complejidad del hábitat, a partir del índice de diversidad de Shannon, que utiliza la variedad y proporcionalidad de los tipos de sustrato (Brower & Zar 1984). Como herramienta se utilizó el programa PRIMER-E vers6 (Carke & Warwick 2001). En la ecuación, H' es el índice de diversidad y p_i es la proporción total del área cubierta por la i -ésima categoría.

$$H' = -\sum p_i \log_{10} p_i$$

COMUNIDAD BENTÓNICA

Para conocer y describir los componentes de la comunidad bentónica se utilizó información recabada en 2013 y 2014 para cada sitio:

Flora

La composición de la flora se identificó a partir de los registros fotográficos, con 20 fotografías. Se utilizó como herramienta de muestreo el programa CPCe v3.6, colocando sobre cada fotografía 25 puntos distribuidos de manera estratificada. Visualmente sobre cada fotografía se identificaron las especies más conspicuas y como guías de identificación se utilizaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). A partir de la coincidencia de los 25 puntos sobre cada especie en la muestra (fotografía), se hizo un recuento de las mismas, obteniendo de esa manera la frecuencia de aparición de cada especie en 20 m² y estandarizado a 500 observaciones por banco, siendo esta la expresión de su abundancia. A partir de esos resultados el programa CPCe v3.6 despliega una base con información de las especies y abundancia de las mismas para cada sitio.

Fauna

Para la composición de la fauna bentónica solo se consideró al grupo de los invertebrados. La identificación y registro de especies se hizo *in situ* a partir de censos visuales en recorridos de 25 x 4 metros por banco (100 m²), cubriendo en total 800 m². Adicionalmente se hicieron registros fotográficos de algunas especies para confirmar su identificación con ayuda de las bases electrónicas disponibles en la red.

Al final se conformó una base de datos con la lista de especies de flora y fauna organizadas en orden taxonómico y corregidas utilizando como guía de clasificación la literatura disponible. Las bases electrónicas disponibles en la red: AlgaeBase, ITIS, WoRMS y las obras de Kerstitch & Bertsch (2007) y Bertsch & Aguilar-Rosas (2016).

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD

Las tablas generadas con la lista de especies (flora y fauna) y sus abundancias se analizaron a partir de diferentes descriptores de la comunidad, donde se consideró la riqueza específica (S), las abundancias, la dominancia con el Índice de Simpson que manifiesta la probabilidad de que los individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la especie más abundante (Magurran 1988). Sus intervalos van de 0 (todas las especies están igualmente presentes) a 1 (una especie domina completamente la comunidad) y se denota como sigue:

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$$

Donde:

n_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

La diversidad se estimó con el Índice de Shannon-Weaner que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Ludwig & Reynolds 1988; Magurran 1988).

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Para la equidad se utilizó el índice de Pielou (Pielou 1966), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

donde $H'_{max} = \ln(S)$

Su valor va de 0 a 1, donde 1 corresponde a casos donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988).

Con el fin de explorar la estructura multifactorial de los datos y detectar patrones predominantes de la comunidad se procedió a aplicar análisis de clasificación,

pero primeramente se depuraron los datos de acuerdo a las recomendaciones de Field *et al.* (1982), Legendre & Legendre (1998) y Jongman *et al.* (1995), excluyendo a aquellas especies que solo estuvieron presentes en un solo sitio y año, con abundancias menores a 5 individuos y aquellas más abundantes se mantuvieron, dado que sus abundancias no fueron en extremo elevadas. Los datos de abundancia fueron transformados aplicando raíz cuarta para atenuar los extremos de variabilidad (Field *et al.* 1982).

Se realizaron análisis convencionales de clasificación aglomerativa; jerárquica y politética para explorar y evaluar la similitud biológica entre localidades con base en diferentes índices, se eligió al Índice de Bray-Curtis (Field *et al.* 1982; Legendre & Legendre 1998; Chao *et al.* 2005) como la mejor estrategia de análisis que permitió observar el patrón de agrupamiento de los datos. Para su análisis, se utilizó como herramienta el programa PRIMER-E vers6 (Carke & Warwick 2001).

Diversidad taxonómica (Δ)

Este índice evalúa la distancia taxonómica y considera la riqueza de especies, además de la abundancia total de las mismas. Permite conocer información de la relación que existe entre los taxa y determina la distancia taxonómica promedio entre especies agrupadas en un árbol taxonómico. Este índice es fácil de determinar, no depende del tamaño de la muestra ni del esfuerzo de muestreo, utiliza datos de presencia/ausencia y es útil para comparar sitios y periodos. Así mismo, ha sido considerado como medidor más preciso de la biodiversidad (Warwick & Clarke, 1998; Clarke & Warwick 1999).

$$\Delta = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum_{i=1}^n \sum_{i < j} x_i x_j}$$

Donde:

Δ = diferencia taxonómica (Clarke & Warwick 2001)

x = distribución de la abundancia

ω = distancia taxonómica de las especies i y j

Diferencia taxonómica promedio (Δ^+)

El índice de diferencia taxonómica promedio (Δ^+) evalúa la riqueza junto con la distancia taxonómica entre cada par de especies, definida a través de un árbol de clasificación Linneana. Utiliza datos de presencia/ausencia; cada nivel jerárquico taxonómico recibe un valor discreto y proporcional dentro de cada escala de 100 unidades, dependiendo del número de niveles empleados; es decir, entre mas especies pertenecientes a diferentes géneros y familias haya en un lugar, mayor será el valor de Δ^+ , y por lo tanto, será mas diverso (Clarke & Warwick 2001).

$$\Delta^+ = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)/2}$$

Donde:

Δ^+ = diferencia taxonómica promedio

S = número de especies

ω = distancia taxonómica de las especies i y j

Variación de la diferencia taxonómica promedio (Λ^+)

Es la variación en la diferencia taxonómica y refleja el grado en que ciertos grupos taxonómicos pudieran estar sobre o sub-representados en las muestras (Moreno *et al.* 2009).

$$\Lambda^+ = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2}{S(S-1)/2}$$

Donde:

S = número de especies

ω = distancia taxonómica de las especies i y j

Para este análisis fue necesario construir una matriz madre con la agregación taxonómica de especies y otra matriz conformada con la lista de especies registradas en cada sitio para después comparar con la matriz madre. Para la matriz madre, los taxa fueron acomodados en columnas siguiendo de izquierda a

derecha de menor a mayor jerarquía: Especie, Genero, Familia, Orden y Clase como mayor nivel taxonómico. La matriz madre consiste de información mundial, que contiene además información regional recabada a partir de listados de especies reportadas en documentos científicos (Guzmán del Prío *et al.* 1991; Carreón Palaú *et al.* 2003; Torres-Moye *et al.* 2013).

Para los taxa por sitio a probar, se construyeron dos matrices de presencia/ausencia, una con la lista de Especies por sitio y otra con la de Géneros por sitio. Los sitios se identificaron por zonas, dando mayor relevancia a aquellas que están en el área de estudio: z2 que corresponde a seis sitios ubicados al norte de Bahía Asunción (BA) y z3 con dos sitios ubicados cerca de Punta San Hipólito (SH) y se muestran en la tabla 4. Para confirmar la nomenclatura correcta, se consultaron las bases electrónicas ITIS, AlgaBase (Guiry & Guiry 2017) y la WoRMS (2017).

Tabla 4. Nombre de las zonas con sus respectivas claves y los sitios que corresponden a cada una de ellas.

zonas	clave	sitios
Bahía Tortugas (BT)	z1_BT	
Bahía Asunción (BA)	z2_BA	San Pablo Límite (SPL) San Pablo Puerto (SPP) Vuelta del Cerro (VC) El Reef (Re) La Puntita (Pu) El Vapor (Va)
Punta San Hipólito (SH)	z3_SH	Los Patos (Pa) El Riíto (Ri)

El análisis se hizo entre la diferencia taxonómica promedio (Δ^+) y la variación en la diferencia taxonómica promedio (Δ^+), representados mediante diagramas de distribución o túneles. Estos se elaboraron a partir de 1000 sub-muestras aleatorias y el número de especies registradas en el estudio. A continuación, se calculó la distribución de la diferencia taxonómica de la lista completa, como herramienta para su estimación se usó el programa PRIMER-E 6 (Clarke &

Warwick 2001). Los resultados fueron presentados mostrando valores delimitados dentro del 95% de probabilidad.

RELACIÓN HÁBITAT – COMUNIDAD

Indicador de heterogeneidad

A partir de los atributos de la complejidad estructural del hábitat y de la comunidad bentónica, se procedió a estimar un indicador de heterogeneidad (tabla 5). Debido a que el origen de los atributos fue de diferente naturaleza y magnitud, se procedió a normalizarlos en una escala de 0 a 1 (Boix *et al.* 2010), para obtener como resultado un indicador de heterogeneidad para cada sitio y de esa manera hacer comparables los resultados.

Tabla 5. Indicadores normalizados del hábitat (superior) y de la comunidad bentónica (inferior), que se usaron para estimar el indicador de heterogeneidad (IH). El subíndice *n* se refiere al valor normalizado del indicador (atributo).

indicadores	definición
Oq1 _n	oquedad chica (hasta 0.5m)
Oq2 _n	oquedad mediana (0.6 hasta 1m)
Oq3 _n	oquedad grande (>1m)
Oq _n	oquedades (totales)
IA _n	índice de amplitud
IR _n	índice de rugosidad
amplitud _n	amplitud (altura máxima del accidente del terreno)
n _n	abundancia tipos de sustrato
S _n	riqueza tipos de sustrato
J' _n	equidad tipos de sustrato
H'(log ₁₀) _n	complejidad del hábitat
S _n	riqueza de especies
n _n	abundancia de especies
J' _n	equidad de especies
H'(log ₂) _n	diversidad de especies

La normalización se efectuó aplicando la siguiente ecuación:

$$V_n = \frac{(V - V_{min})}{(V_{max} - V_{min})}$$

Donde:

V_n = valor normalizado del indicador

V = valor real del indicador

V_{min} = valor mínimo

V_{max} = valor máximo

Por relación directa se entenderá que aquellos casos en que se obtuvo un valor alto del indicador se corresponderá con una elevada heterogeneidad, es decir mayor complejidad referida al hábitat (Boix *et al.* 2010).

Con el fin de explorar la posible relación entre la complejidad del hábitat con la comunidad bentónica, se utilizó el indicador de heterogeneidad arriba mencionado. Primeramente se evaluó el parecido entre localidades y años (2013-2014) a partir del índice de similitud de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 1998; Chao *et al.* 2005; Kaufman & Rousseeuw 2005). Posteriormente con el objeto de establecer una relación entre todos los pares de datos se aplicó el análisis de correlación de Spearman (Spearman 1904), es decir, la relación entre el indicador de heterogeneidad con la riqueza de especies (S) y con la diversidad de especies (H') entre sitios y años.

El coeficiente de correlación de Spearman, es una medida de correlación (o asociación de independencia) entre dos variables aleatorias continuas. El coeficiente oscila entre -1 y +1, mostrando una asociación negativa o positiva respectivamente, 0 significa que no existe asociación lineal entre las dos variables, y puede que exista otro tipo de correlación (Spearman 1904; Martínez-Ortega *et al.* 2009). Esta medida no paramétrica de correlación es robusta a valores atípicos (Croux & Dehon 2010).

Se pueden utilizar diferentes escalas de interpretación, a continuación se presenta la que se uso en este trabajo:

Intervalo	Relación
0 – 0.25	escasa o nula
0.26 – 0.5	débil
0.51 – 0.75	entre moderada y fuerte
0.76 – 1	entre fuerte y perfecta

Una vez calculado el valor del coeficiente de Spearman interesa determinar si tal valor obtenido muestra que las variables están relacionadas en realidad o tan solo presentan dicha relación como consecuencia del azar, por lo que es importante conocer el nivel o valor probabilístico de que exista o no dicha correlación. Se dice que es significativo si se puede afirmar, con una cierta probabilidad, que es diferente de cero (Martinez-Ortega *et al.* 2009).

La interpretación del coeficiente de Spearman concuerda con valores próximos a 1 cuando existe una correlación fuerte y positiva, es decir que una variable aumenta a medida que la otra también lo hace. Valores próximos a -1 indican una correlación fuerte y negativa, es decir que una variable disminuye a medida que la otra aumenta. Y valores próximos a cero indican que no hay correlación (Martinez-Ortega *et al.* 2009).

COBERTURA DE MANTOS MACROALGALES

Como otra medida de la complejidad del hábitat se estimó la cobertura de los mantos de *Macrocystis pyrifera* a partir de imágenes multiespectrales del LANDSAT. La firma espectral de *Macrocystis pyrifera* es similar a la de la vegetación terrestre naranja-café. En la región visible del espectro electromagnético, la absorción de clorofila en la banda verde es aparente con una reflectancia un poco mayor en el azul y el rojo. Las macroalgas reflejan 60-70% del flujo radiante incidente en la región entre 0.7 – 11.0 μm . En contraste, el agua absorbe la mayoría del flujo de radiación infrarrojo, proporcionando por lo tanto un buen contraste entre las macroalgas y el agua (Cavanaugh *et al.* 2011).

Se obtuvieron imágenes LANDSAT sobre bases repetitivas bimestrales en un período de tiempo de 19 años, de 1994 a 2013. Se seleccionó a aquellos cuadrantes que abarcan la punta más alejada al norte de Bahía Asunción (San Pablo Límite) y Punta San Hipólito el cual es considerado como límite sur de distribución de la macrofita (Hernández-Carmona *et al.* 2001; Edwards & Hernández-Carmona 2005).

Cada imagen se proceso en el programa Global Mapper v12.00, que es un programa que funciona bajo los sistemas de información geográfica (GIS), donde fue necesario marcar los límites o coordenadas correspondientes al área de interés y para cada año. A continuación se definieron las bandas en el espectro visible que permitieron su lectura. En este caso se seleccionó la combinación de las bandas Rojo, Verde y Azul (4,3,2) para resaltar los diferentes tipos de vegetación.

La vegetación tiene una elevada reflectividad en el infrarojo cercano, que cuando la imagen es descompuesta en esta combinación de bandas, resalta en color rojo (AMNH-CBC 2003). Finalmente la imagen se contrastó con el fin de evidenciar aún más la vegetación, en nuestro caso la que estuvo presente en la superficie del mar cercana a la costa.

Para extraer de forma cuantitativa los datos correspondientes al área de cobertura algal, se utilizó el programa MultiSpec Vers. 9.2011 (Landgrebe & Biehl 2011). Este programa utiliza un método de clasificación de píxeles a través de análisis discriminante. La clasificación se refiere al proceso de extracción de información en imágenes para reconocer patrones y objetos homogéneos con el objeto de obtener un mapa de las áreas de la superficie terrestre. El resultado final es una imagen temática (mapa), donde los píxeles clasificados son representados por símbolos gráficos o colores. Cada color o símbolo está asociado a una clase (área

urbana, tipos de vegetación, etc.) definida por cada usuario (Lozano 2003; Landgrebe & Biehl 2011).

Los resultados se reportaron en unidades de superficie (m²) para describir los cambios de cobertura de mantos (*M. pyrifera*) entre sitios y a lo largo de los 19 años (1994-2013) evaluados. La cobertura de los mantos se estimó por grupo de sitios delimitados en áreas específicas denominadas polígonos, a los que se asignó una clave e incluye los bancos abuloneros que fueron visitados (tabla 6).

Tres polígonos fueron estimados al norte de Bahía Asunción, con dos sitios agrupados en el polígono (P1), tres sitios en el polígono (P2) y un sitio en el polígono (P3). En Punta San Hipólito, solo se estimó un solo polígono (P4) con dos sitios. A cada polígono además se le asignó una clave, que abrevia el nombre de los bancos abuloneros: San Pablo Límite (SPL) que se une con San Pablo Puerto (SPP); Vuelta al Cerro (VC) que se une con el Reef (Re) y la Puntita (Pu); el Vapor (Va) como único sitio y finalmente los Patos (Pa) que se unen con el Riíto (Ri) (tabla 6).

Tabla 6. Designación de claves para los polígonos con sus sitios correspondientes para cada área.

Zonas	Nombre sitio	Clave sitio	Polígono	Clave polígono
Bahía Asunción	San Pablo Límite	SPL	SPL-SPP	P1
	San Pablo Puerto	SPP		
	Vuelta del Cerro	VC	VC-Re-Pu	P2
	El Reef	Re		
La Puntita	Pu	Va	P3	
El Vapor	Va			
Punta San Hipólito	Los Patos	Pa	Pa-Ri	P4
	El Riíto	Ri		

CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES

Densidad de especies de importancia pesquera

En el área de estudio operan grupos de pescadores organizados en sociedades cooperativas de producción pesquera (SCPP), entre estos grupos y el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) se lleva a cabo el monitoreo anual de especies de interés pesquero y otras que forman parte de la comunidad bentónica, en la zona intermareal y hasta los 23 m de profundidad.

De manera anual y desde noviembre a enero, se reportó la frecuencia de individuos de abulón azul (*Haliotis fulgens*) y amarillo (*H. corrugata*), de abulones de las diferentes tallas y de las especies de flora y fauna asociadas, macroalgas (*Eisenia arborea* y *Gelidium robustum*), pasto marino (*Phyllospadix torreyi*), caracol panocha (*Megastrea undosa*), langosta roja (*Panulirus interruptus*), pepino (*Parastichopus parvimensis*) y erizo rojo (*Strongylocentrotus franciscanus*). Las especies se registraron en bitácoras y durante cada inmersión se hicieron recorridos de 10 m² para cada sitio o banco. El tipo de muestreo que se siguió fue aleatorio estratificado (Cochran 1946), que es el que se continua realizando hasta la fecha. La frecuencia de aparición de las especies antes mencionadas se registraron en áreas de dimensiones diferentes para el mismo polígono y a lo largo del periodo considerado en este trabajo (1994-2013). La frecuencia de aparición se transformó a unidades de densidad (n/m²), para lo cual primeramente fue necesario estandarizar la información considerando como referencia el área máxima (4040 m²) reportada durante las evaluaciones pesqueras y a lo largo del periodo de estudio (1994-2013).

Las unidades de cobertura (m²) de los mantos de *M. pyrifera*, también fueron transformados a unidades de densidad (n/m²). En este caso los valores fueron estandarizados usando como referencia la dimensión de cada polígono, definida por medio del análisis mustiespectral (LANDSAT) y que fue constante a lo largo del periodo (1994-2013).

La información se organizó para dar lugar a una tabla con datos correspondientes al periodo de estudio (19 años), por polígono de evaluación y totales para el área de estudio, que contienen: densidad de abulón relativa a individuos menores a la talla legal de *H. fulgens* (140 mm); *H. corrugata* (130 mm); densidad de individuos igual que y mayores a la talla legal (DOF 1993); densidad de individuos correspondiente a las especies asociadas (flora y fauna) antes mencionadas, así como densidad de mantos de *M. pyrifera*.

Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies

Con el objeto de establecer la correspondencia entre todos los pares de datos: densidad de especies (n/m^2) totales por año y entre especies por polígonos y años de evaluación, se aplicaron análisis de correlación de Spearman, siguiendo los criterios antes mencionados. El coeficiente oscila entre -1 y +1, mostrando una asociación negativa o positiva respectivamente, 0 significa que no hay correlación o puede que exista otro tipo de correlación, pero no lineal (Spearman 1904). En este caso mientras el valor esté mas cercano a cero, se podrá interpretar que se observó una menor correspondencia entre los cambios anuales de cobertura de mantos de *M. pyrifera* con los cambios en la densidad de abulones y otras especies asociadas.

Clima

Como otra medida adicional, se exploró el posible efecto del clima sobre la complejidad del hábitat y la comunidad bentónica en el área de estudio. Se utilizaron índices climáticos de escala inter-anual y decadal, considerando que se cuenta con cerca de 20 años de información biológica.

Los índices describen los atributos principales del clima, así como los procesos oceánicos que ahí ocurren. Y permiten probar los efectos del clima sobre los sistemas biológicos. Los datos del índice Multivariado de El Niño-La Niña (MEI) se extrajeron de <http://www.esrl.noaa.gov/psd/people/klaus.wolter/MEI/table.html>, este índice es obtenido a partir de seis variables (presión del nivel del mar, componente zonal y meridional del viento, temperatura superficial del mar y del aire y fracción total del cielo cubierta de nubes). Los datos del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) propuesto por Mantua *et al.* (1997) fueron obtenidos de <http://www.atmos.washington.edu/~mantua/abst.PDO.html>, la base de datos del índice de la Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO) presentado por Di Lorenzo *et al.* (2008), se descargó de <http://eros.eas.gatech.edu/npgo/data/NPGO.txt>. Para la temperatura superficial del

mar (TSM) los datos se descargaron del sitio <http://lwf.ncdc.noaa.gov/oa/climate/research/sst/sst.php>. La resolución espacial de la base fue de 1° x 1° entre los 27.5° N 114.5° W y los 26.5° N 113.5° W, con una extensión de 19 años (1994-2013) correspondiente a los años del presente estudio.

Para establecer el marco ambiental de los años de evaluación en el área de estudio, se analizaron los datos temporal y espacialmente. A partir de los valores promedio anuales de densidad (n/m^2) para cada especie y su desviación estándar, se estimó la anomalía de la densidad de especies y de los índices climáticos, para detectar sincronía o asincronía entre las variables. Adicionalmente se consideró el índice de surgencias debido a la señal anual marcada en la biomasa fitoplanctonica y los impactos significativos que pudiera tener sobre las poblaciones de invertebrados del área de estudio. Los valores mensuales del índice de surgencias fueron sumados para obtener el total anual de agua aflorada en el área de estudio y se descargaron del sitio web de la Pacific Fisheries Environmental Laboratory (PFEL) <http://www.pfeg.noaa.gov/products/pfel/modeled/indices/upwelling.html>.

Finalmente se evaluó la correspondencia entre todos los pares de datos de las series biológicas con los índices climáticos a partir de un análisis de correlación por rangos de Spearman y siguiendo los criterios ya mencionados. En este caso valores cercanos a 1 y a -1 podrán interpretarse como un indicador de que variable ambiental expresada a través del índice, influye mayormente en el aumento o disminución de la densidad de alguna de las especies. La reunión de todos los resultados anteriores, nos permitirán emitir conclusiones relacionadas con aquellas condiciones óptimas para las especies evaluadas.

RESULTADOS

COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT

Cobertura de los tipos de sustrato

A partir de los registros fotográficos y siguiendo los 30 criterios establecidos como tipos de sustrato (tabla 2), se procedió a hacer su estimación midiendo la cobertura de los mismos en 20 m² para cada sitio.

Para cada sitio se representa en gráficos circulares (dos para cada sitio) la cobertura relativa de los tipos de sustrato inerte y biótico, en el primero (izquierda) se representa la proporción de los tipos de sustrato inerte (rocas clasificadas por tamaño) y el segundo (derecha) se representa la proporción de los tipos de cobertura vegetal que crecen sobre el sustrato inerte.

Norte de BA

La cobertura de los tipos de sustrato comenzando con los sitios ubicados al norte de Bahía Asunción fueron: en SPLímite el sustrato inerte estuvo dominado por rocas entre 1m - 5m de diámetro (\emptyset) clasificados como bloques, con 40.4 %, seguidos de 34% de grava (< 5cm \emptyset). Los macizos rocosos (< 5m \emptyset) los cantos rodados (rocas de 15 cm a 1m \emptyset) mostraron una menor proporción, con 15.6% y 10% respectivamente (tabla 2; figura 3).

Para el componente biótico, se observó que las algas coralinas articuladas del grupo de las rodofitas (*Corallina-Bosiella*) forman extensos tapetes, las coralinas costrosas del género (*Hydrolithon* y *Litophyllum*) y la combinación de ambas algas coralinas (articuladas y costrosas) dominaron el sustrato con 39.6%, 22% y 8% respectivamente. Otras macroalgas no coralinas y el pasto marino fueron el siguiente componente biótico con 17% y 13% respectivamente (tabla 2; figura 3).

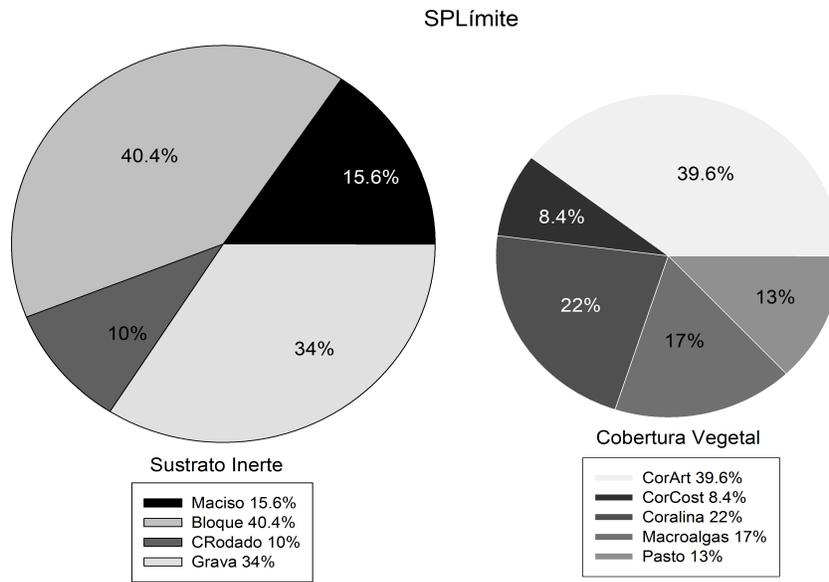


Figura 3. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en SPLímite. Sustrato inerte (izquierda) representados por rocas de diferente tamaño y el componente biótico (derecha), que representa la cobertura vegetal.

En SPPuerto, el sustrato inerte estuvo dominado por macizos rocosos (rocas < 5m \emptyset) con cerca del 74%, seguido por bloques (rocas 1m – 5m \emptyset) y grava (< 5cm \emptyset) con 15.8% y 10% respectivamente, los cantos rodados (rocas de 15 cm a 1m \emptyset) apenas cubrieron el 0.6% del sustrato inerte. La cobertura vegetal en este sitio se vio principalmente cubierta de macroalgas donde algas café (*Eisenia arborea*, *Stephanocystis osmundacea*), rodofitas (*Gellidium robustum*) entre otras algas no coralinas cubrieron cerca del 78%. En menor proporción las algas coralinas articuladas y las costrosas (19.4%, 2.2% y 0.6%) formaron parte del total de la cobertura vegetal (tabla 2; figura 4).

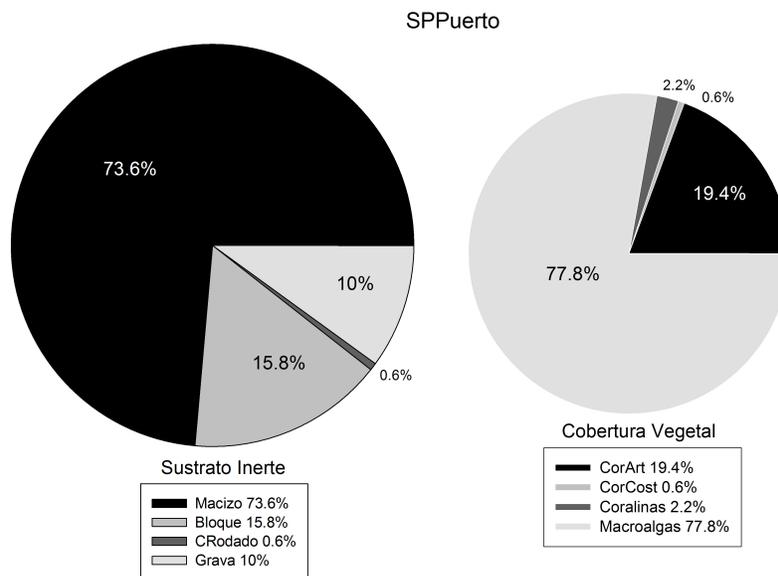


Figura 4. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en SPPuerto. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico o cobertura vegetal (derecha).

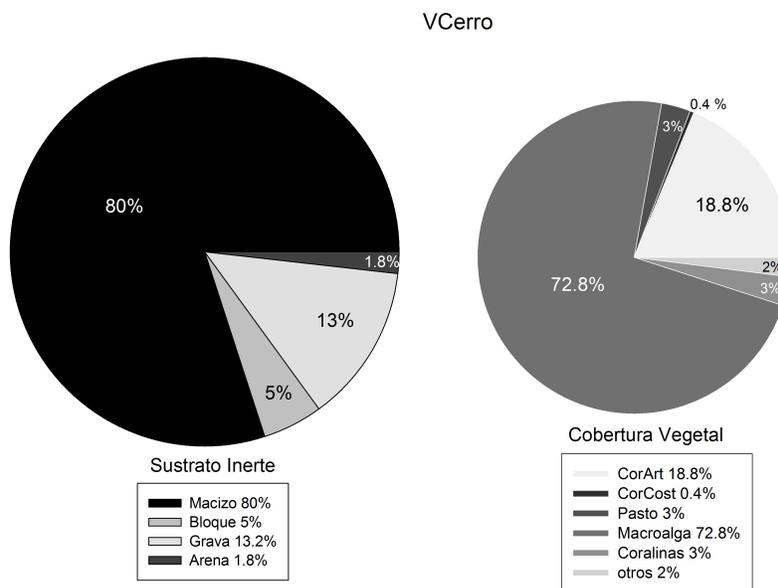


Figura 5 Cobertura relativa de los tipos de sustrato en VCerro. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico o cobertura vegetal (derecha).

El siguiente sitio VCerro, los macizos rocosos fueron parte del sustrato inerte más abundante con 80%, seguido de grava (13.2%), y en menor proporción los bloques (5%) y la arena (1.8%) se observó que formaron parte de la cobertura inerte. En

este sitio la cobertura vegetal también estuvo dominada por algas café (*Eisenia arborea*, *Stephanocystis osmundacea*) y la rodofita (*Gellidium robustum*) con cerca de 73% y en menor proporción las coralinas articuladas y coralinas costrosas con 19%, 3% y 0.4%. El pasto marino (*Phyllospadix torreyi*) fue poco abundante con 3% de la cobertura vegetal (tabla 2; figura 5).

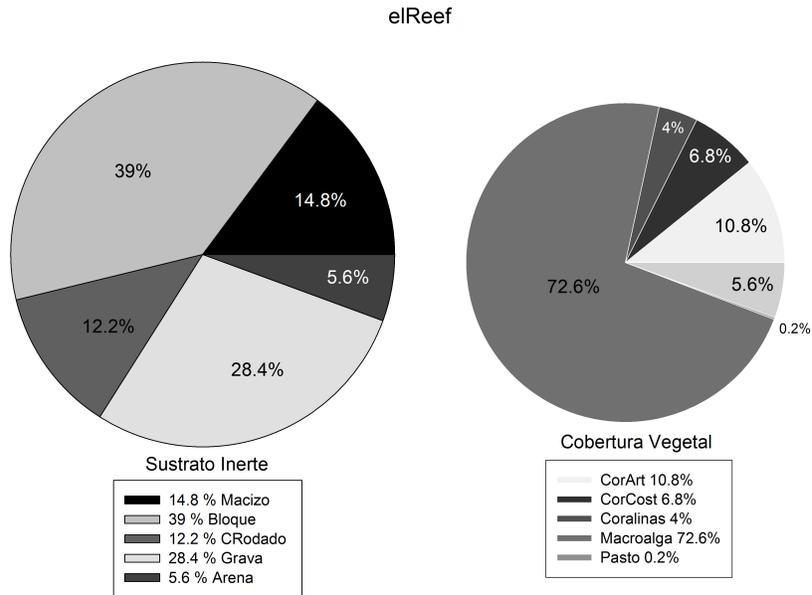


Figura 6. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en elReef. Sustrato inerte (izquierda) representados por rocas de diferentes tamaños y el componente biótico (derecha).

Más al sur en elReef, el sustrato inerte estuvo compuesto principalmente por bloques (39%) y grava (28.4%), seguidos de macizos (15%) y cantos rodados (12.2%) y en menor proporción por arena (6%). Nuevamente en este sitio la cobertura vegetal fue ocupada por algas café (73%), seguidas por las algas coralinas articuladas y costrosas (11%, 7% y 4%) y el pasto marino también aquí mostró baja cobertura con 0.2% (tabla 2; figura 6).

Los dos últimos sitios de la zona de Bahía Asunción en la Puntita y el Vapor (Va), el sustrato inerte estuvo mejor representado por macizos rocosos con 80% y 57.2% respectivamente para cada sitio, mientras los bloques(12.4%), la arena (6.6%) y la grava (1%) ocuparon menor superficie en laPuntita que en elVapor,

donde se observó 20% de grava, 18.4% de bloque y 2.4% de arena, además de canto rodado (2.2%) que no se observó en laPuntita (tabla 2; figura 7 y 8).

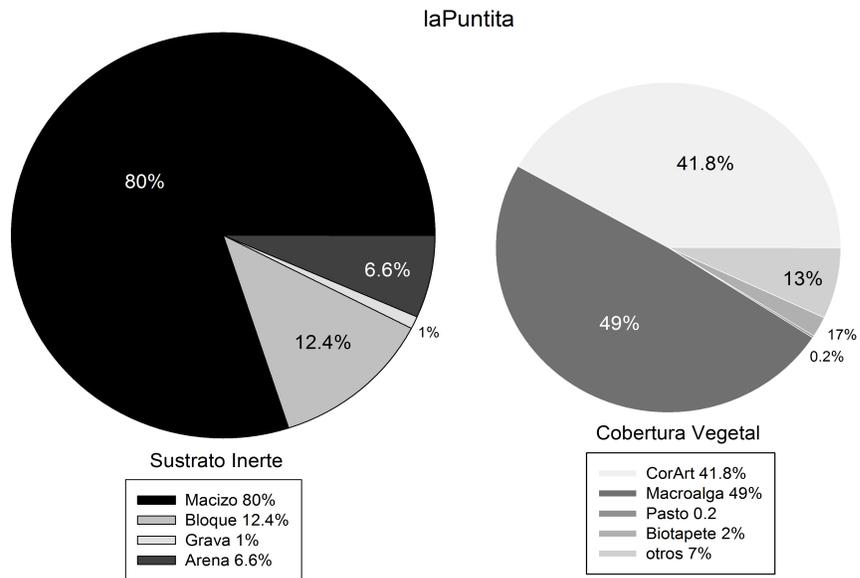


Figura 7. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en laPuntita. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).

Con relación a la cobertura vegetal, en estos dos sitios también las macroalgas fueron dominantes con 49% en laPuntita, mientras en elVapor fue mayor con 72%. Las coralinas articuladas ocuparon mayor cobertura en laPuntita que en elVapor, con 42% y 15.4% respectivamente para cada sitio. Pero en el Vapor las coralinas y la combinación de coralinas articuladas-costrosas ocuparon parte de la superficie aunque con baja cobertura con 1.6% y 0.4% respectivamente. El pasto marino estuvo presente en ambos sitios pero con mayor cobertura en el Vapor (5%). Y otros organismos costrosos que ocuparon parte de la cobertura biótica (biotapetes) como los Hydrozoa, Bryozoa y Porifera, entre otros, que cubrieron del 2% y el 7% de la superficie observada (tabla 2; figura 7 y 8).

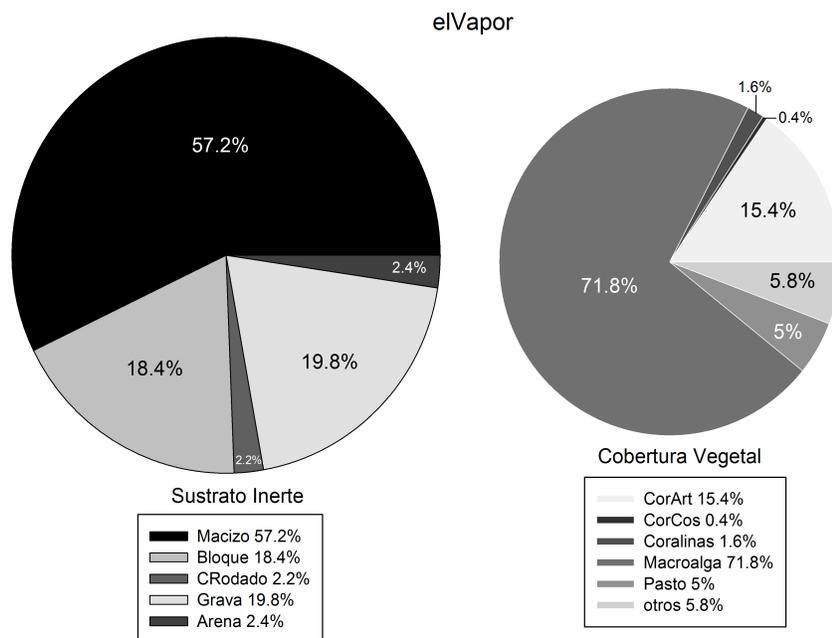


Figura 8. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en el Vapor (Va). Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).

Para la zona de Bahía Asunción se puede mencionar que los sitios SPLímite y elReef mostraron composición de sustrato inerte y cobertura vegetal heterogéneas (figura 3 y 6), donde la composición de especies estuvo principalmente formada por las coralinas articuladas (*Bosiella-Corallina*), coralinas costrosas del género *Hydrolithon* y *Litophyllum*, por algas café (*Eisenia arborea*, *Stephanocystis osmundacea*), la rodofita (*Gellidium robustum*) y el pasto marino (*Phyllospadix torreyi*) (figura 3 y 6). Aquellos sitios donde la cobertura de *Phyllospadix torreyi* estuvo presente, resultó \leq al 13% del total de la cobertura vegetal (figuras 3 y 5 a 8).

Punta San Hipólito

Los sitios llamados los Patos (Pa) y el Riíto (Ri) ubicados en Punta San Hipólito (tabla 6), se caracterizan por mostrar un relieve de fondo menos abrupto y poco accidentado, que aquel que presentan los sitios al norte de Bahía Asunción. En los Patos el sustrato inerte está compuesto principalmente por 54% de bloques y 44%

de grava, otros componentes inertes se observaron en proporciones menores al 1.5% (figura 6a,b). Mientras en elRiíto fue dominado por grava (72%), en menor proporción por macizos rocosos (27%) y en muy baja cobertura por sustrato denominado tepetate (1%), compuesto por una combinación de arcilla, limo y arena, este tipo de sustrato es característico de esta zona y no fue observado en los otros sitios (tabla 2; figuras 9 y 10).

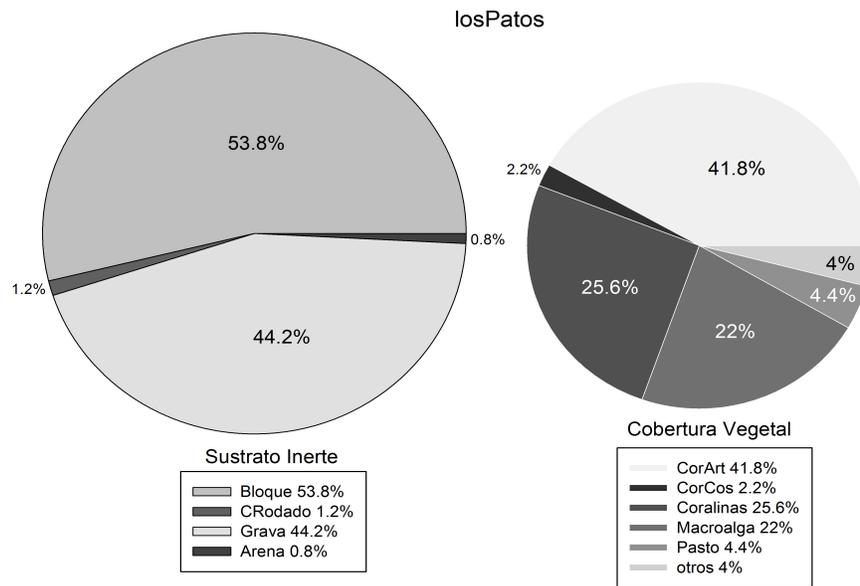


Figura 9. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en losPatos. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).

La cobertura vegetal, estuvo dominada por algas coralinas articuladas del grupo *Bosiella-Corallina* y costrosas del grupo *Hydrolithon-Litophyllum*, así como la combinación de ambos grupos que estuvo representada en proporciones semejantes en estos sitios, con cerca del 70% en losPatos y 67.4% en elRiíto. Las algas café y otras, se observaron en menor proporción con 22% y 24.2% respectivamente. Solo en los Patos se observó el pasto marino (*Phyllospadix torreyi*) con 4.4% y otros componentes de la cobertura biótica tan solo ocuparon el 4% en losPatos y el 8.4% en elRiíto (tabla 2; figuras 9 y 10).

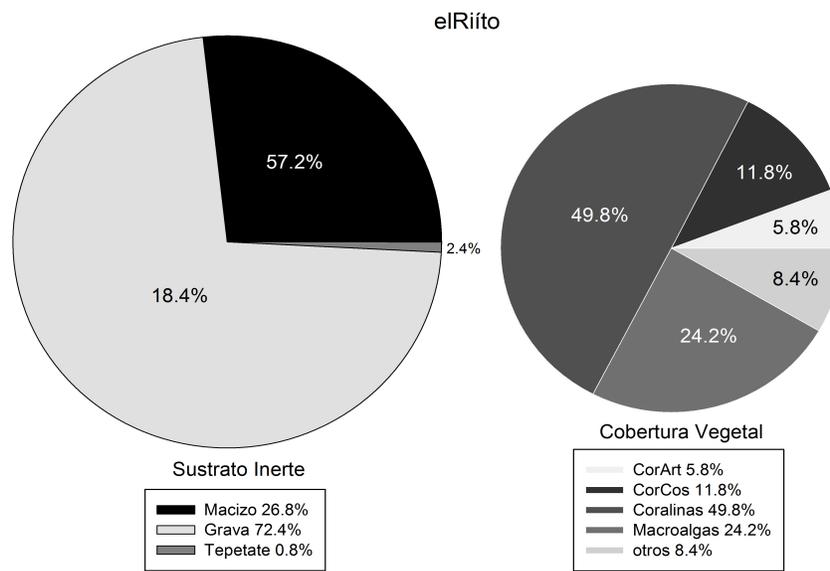


Figura 10. Cobertura relativa de los tipos de sustrato en elRiíto. Sustrato inerte (izquierda) y el componente biótico (derecha).

Número de oquedades

Se registraron en total 250 huecos o espacio denominados oquedades clasificados por tamaño, de las cuales 144 fueron chicas (Oq1) con tamaños de ≤ 0.5 m; 80 fueron medianas (Oq2) de 0.6m-1m y 26 fueron grandes (Oq3) ≥ 1 m (tabla 3).

Rugosidad y amplitud del sustrato

El Índice de Rugosidad (IR) y el Índice de Amplitud del Relieve (IA), se estimaron a partir del relieve del fondo (figura 2). En la figura 11 se muestran ambos indicadores para cada sitio y siguiendo de norte a sur del área de estudio. El mayor accidente del terreno o índice de rugosidad (IR) resultó en Vuelta del Cerro (VC), el Reef (Re) y los Patos (Pa), con $IR=0.27$, $IR=0.25$ e $IR=0.23$, respectivamente. Mientras que el menor accidente del terreno, se observó en el Vapor (Va) con $IR=0.14$. Para estimar el índice de amplitud (IA) se consideró la altura máxima que alcanzó el relieve o accidente del terreno medida desde el fondo, en este caso el Reef (Re) y San Pablo Límite (SPL) fueron los sitios con el valor mas alto de ese índice con $IA=0.16$ y $IA=0.15$ respectivamente. Aunque el índice de rugosidad en SPL resultó bajo ($IR=0.15$), el IA fue semejante entre este

sitio con el Re y VC que fueron los sitios con el mayor accidente del terreno (figura 11).

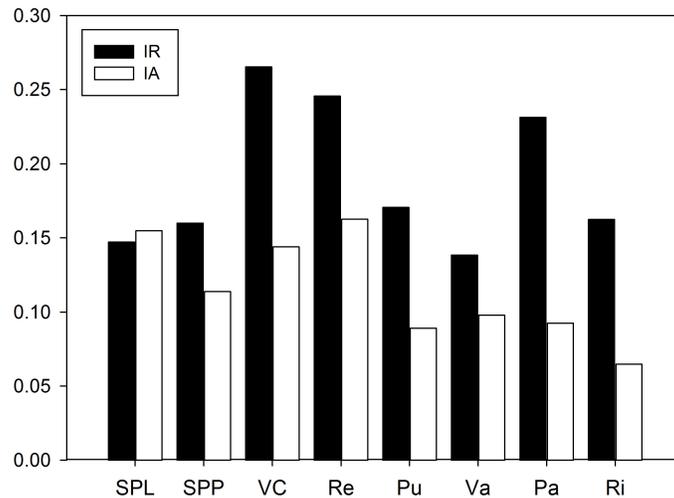


Figura 11. Indicadores del accidente del terreno: Índice de rugosidad (IR) en barras negras e índice de amplitud (IA) en barras blancas, para cada sitio y siguiendo de norte a sur del área de estudio.

Con relación a la altura máxima que alcanzó el relieve o accidente del terreno, medida desde el fondo, en VCerro y elReef se registraron las mayores con 5.54m y 5.27m respectivamente, mientras la menor fue observada en elRiíto con 2.21m. Siguiendo un gradiente de mayor a menor amplitud, en la zona norte se registraron mayores alturas o amplitudes del terreno que fueron disminuyendo hacia el sur del área de estudio (tabla 7).

Tabla 7. Para cada sitio se presentan los valores de amplitud del relieve del fondo expresada en metros, Índice de amplitud (IA) y el Índice de Rugosidad (IR).

<i>sitio</i>	<i>IR</i>	<i>IA</i>	<i>amplitud</i>
SPLímite	0.15	0.15	3.03
SPPuerto	0.16	0.11	3.15
VCerro	0.27	0.14	5.54
elReef	0.25	0.16	5.27
laPuntita	0.17	0.09	3.88
elVapor	0.14	0.10	2.21
losPatos	0.23	0.09	4.90
elRiíto	0.16	0.06	3.33

Diversidad del hábitat

A partir de la cobertura relativa de los tipos de sustrato (abiótico y biótico) y del número de oquedades clasificadas por tamaño, se estimó la diversidad del hábitat (H') como atributo de la complejidad estructural del mismo. La diversidad resultante mostró que la complejidad estructural del hábitat fue entre $H' = 0.88 - 1.2$ decits/ind., (figura 12).

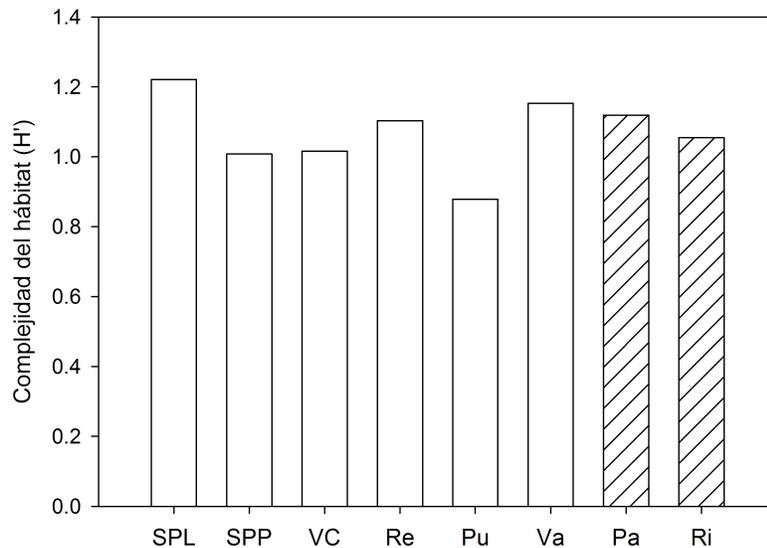


Figura 12. Complejidad estructural del hábitat por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio y representada por el índice de diversidad $H'(\log_{10})$. Los seis primeros sitios al norte de Bahía Asunción en barras blancas y los de Punta San Hipólito en barras resaltadas con líneas diagonales. Ver la tabla 1 para las claves de los sitios.

Los sitios que mostraron complejidad alta fueron SPL con $H'=1.22$ decits/ind., y Va con $H'=1.15$ decits/ind., mientras la mas baja, resultó en Pu con $H'=0.88$ decits/ind., los demás sitios mostraron complejidades semejantes entre si (figura 12).

Para confirmar los niveles de complejidad estructural del hábitat antes mencionados y observar la agrupación entre sitios, se aplicó un análisis de clasificación y como estrategia de unión se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis (figura 13).

El dendrograma resultante permitió identificar dos grupos, uno de ellos formado por cuatro sitios pertenecientes a la zona norte de Bahía Asunción (BA), que se unieron con un 73.7% de similitud. El sustrato que contribuyó con mayor superficie al parecido entre estos sitios fue: macizo 26%, macroalgas 23% y número de oquedades chicas con 20.3% (tabla 8, figura 13).

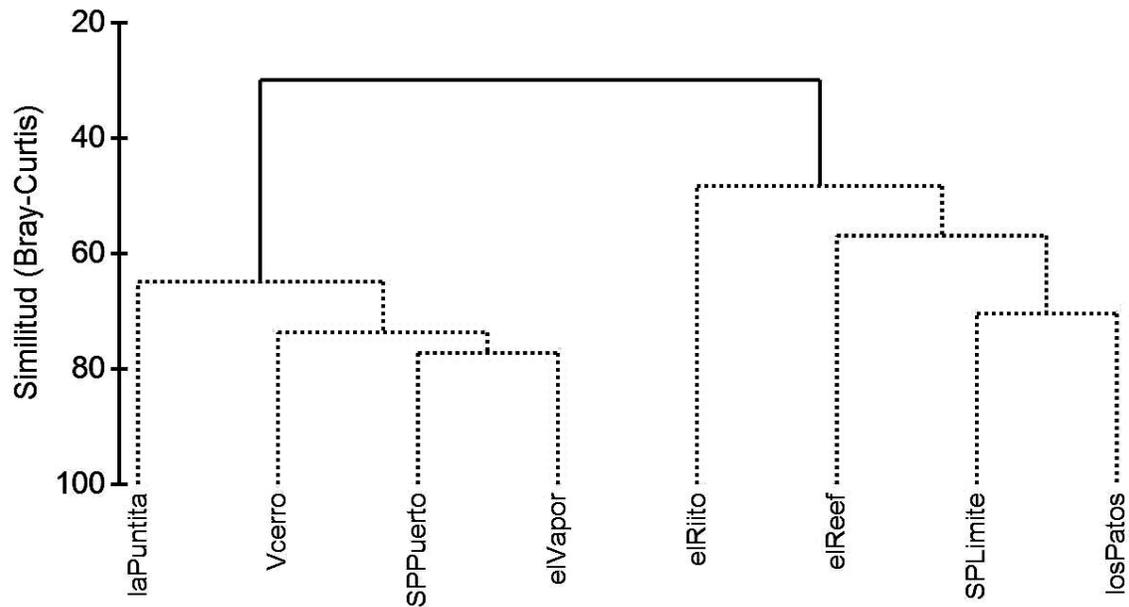


Figura 13. Similitud de Bray-Curtis, agrupación entre sitios por complejidad estructural del hábitat.

El segundo grupo formado también por cuatro sitios, se separa del anterior con la similitud mas baja (29.8%) y aunque en estos sitios también estuvieron presentes los tipos de sustrato dominantes del primer grupo (macizos y macroalgas), los bloques (11.09%), la grava (14.9%) y el complejo de algas coralinas costrosas-articuladas (29.8%), fueron los tipos de sustrato que contribuyeron con la diferencia entre estos dos grupos (tabla 8).

En este grupo se unieron con mayor parecido SPL de la zona norte (BA) con Pa de la zona sur (SH) y a estos el Re, con menor parecido se les une Ri con la

menor similitud (37.4%), cabe mencionar que el tipo de sustrato denominado tepetate solo se registró en ese sitio (figura 13).

Tabla 8. Tipos de sustrato y atributos del hábitat que contribuyeron (%) con la similitud entre sitios.

tipos	BA (%)	SH (%)
macizo	25.79	4.76
macroalga	22.53	11.30
Oq1	20.32	15.58
Oq2	10.02	12.24
CorArt	8.64	8.16
bloque	3.84	11.09
Oq3	2.96	5.48
grava	2.75	14.90
otros	0.90	1.50
arena	0.84	0.53
coralinas	0.59	8.44
pasto	0.32	1.47
biotapete	0.2	0
CorCos	0.12	2.43
Crodado	0.08	1.95
IR	0.06	0.07
IA	0.04	0.04
tepetate	0	0.07

COMUNIDAD BENTÓNICA

Flora

A partir de los registros fotográficos y considerando solo la flora conspicua, tres phyla fueron los mejor representados Rhodophyta con ocho especies, Ochrophyta con cuatro especies y Tracheophyta con una especie. Dentro de las Rhodophyta la familia Corallinaceae fue la mejor representada con especies de coralinas articuladas del género *Corallina*, *Bosiella* y *Amphiroa* y coralinas costrosas del género *Hydrolithon* y *Lithophyllum*. Después fueron las Ochrophyta, donde *Eisenia arborea* fue la especie más abundante. En total se registraron 8000 individuos pertenecientes a 18 especies (2013-2014) con cuatro de ellas que estuvieron presentes en 2013, pero ausentes en 2014 y abundancia $n \leq 11$ individuos: *Jania*

adherens, *Pterocladia media*, *Criptopleura* sp., *Rhodymenia* sp., *Sargassum* sp., y una especie de alga verde filamentosa *Chaetomorpha linum* (tabla 9).

Tabla 9. Registro de especies de flora, número de individuos (n) y riqueza de especies (S) para cada año (2013-2014).

Flora	2013	2014	Total	
<i>Bossiella-Corallina</i>	1274	2012	3286	
<i>Hydrolithon-Lithophyllum</i>	461	1124	1585	
<i>Eisenia arborea</i>	671	179	850	
<i>Stephanocystis osmundacea</i>	408	174	582	
<i>Gelidium</i> sp	311	74	385	
<i>Phyllospadix torreyi</i>	166	155	321	
<i>Plocanium</i> sp	276	43	319	
<i>Padina</i> sp	253	27	280	
<i>Dictyota</i> sp	53	160	213	
<i>Prionitis</i> sp	94	0	94	
<i>Gracilaria textorii</i>	0	26	26	
Macroalgas	21	0	21	
<i>Chaetomorpha linum</i>	0	11	11	
<i>Jania adherens</i>	1	8	9	
<i>Cryptopleura</i> sp	8	0	8	
<i>Pterocladia media</i>	0	4	4	
<i>Rhodymenia</i> sp	3	0	3	
<i>Sargassum</i> sp	0	3	3	
	<i>n</i>	4000	4000	8000
	<i>S</i>	14	14	28

Para cada sitio se analizaron en total 160 m² y se registraron 500 individuos (sitio/año). De esos resultados se observó que la variación en la riqueza de especies (S) por sitio y año, fue mas evidente en VC donde en 2013 se registraron 11 especies, con relación a las 8 que se observaron en 2014. Mientras que en SPP y Ri la tendencia fue inversa (figura 14).

Fauna

La fauna bentónica se registró a partir de censos visuales considerando solo a los invertebrados, ocho phyla fueron los mejor representados: Mollusca con 14 especies, Porifera con siete especies, Cnidaria y Echinodermata con cinco especies cada una, Arthropoda con dos especies, Bryozoa, Platyhelminthes y

Chordata con una especie cada una. Con relación a la abundancia, dos especies de moluscos (Gasteropoda) de talla pequeña fueron las más abundantes, *Tegula eiseni* con 511 individuos y *Cerithium* sp. con 455 individuos, después les siguieron 402 individuos de la especie *Membranipora* sp. del grupo Bryozoa.

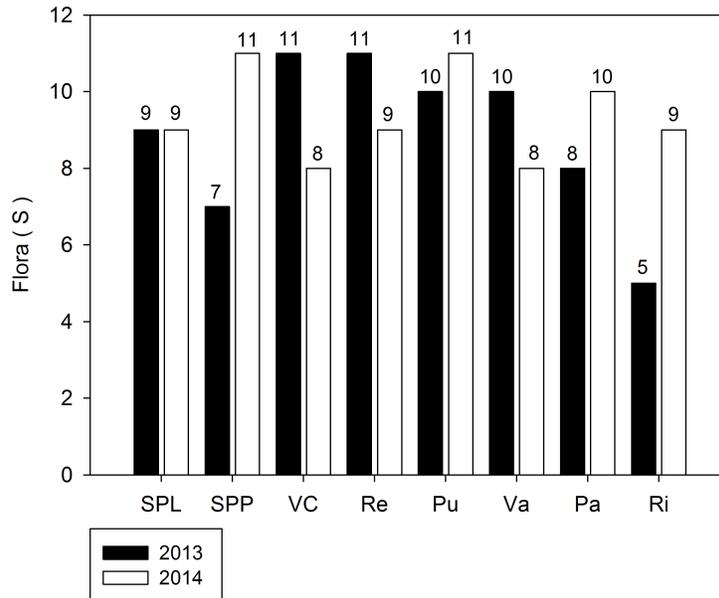


Figura 14. Riqueza de especies (S) de Flora por sitio y año. Siguiendo de norte a sur del área de estudio. Ver la tabla 1 para las claves de los sitios.

De la fauna se registraron en total 5,868 individuos pertenecientes a 36 especies (2013-2014), donde seis de ellas estuvieron ausentes en 2013, pero presentes en 2014, con abundancia $n \leq 4$ individuos: *Pseudoceros bajae*, *Tethya aurantia*, *Linckia columbiae*, *Aplysia californica*, *Ophionereis* sp., *Parastichopus* sp., y *Ascidia* sp2. De las 36 especies registradas, solo una estuvo ausente en los registros de 2014, el gasterópodo *Aplysia californica* (tabla 10).

Por sitio y año se registró el número de especies de invertebrados y de los resultados obtenidos se observó que la variación en la riqueza de especies (S) fue más evidente en SPL con 23, Pa con 20 y Ri con 23 especies en 2013, respecto a las que se observaron en 2014 con 18, 15 y 19 especies respectivamente para esos sitios. Solo en VC la tendencia fue inversa (figura 15).

Tabla 10. Registro de especies de fauna bentónica, número de individuos (n) y riqueza de especies (S) para cada año (2013-2014).

ESPECIES	2013	2014	
<i>Cerithium</i> sp	319	455	
<i>Membranipora</i> sp	325	402	
<i>Tegula eiseni</i>	179	511	
<i>Clathria (Microciona) pennata</i>	145	277	
<i>Panulirus interruptus</i>	235	164	
<i>Eugorgia</i> sp	203	103	
<i>Megastraea undosa</i>	147	146	
<i>Haliclona</i> sp	193	70	
<i>Muricea</i> sp	173	62	
<i>Haliotis fulgens</i>	174	37	
<i>Halichondria</i> sp	67	131	
<i>Ocenebra</i> sp	71	122	
<i>Halichondria</i> sp2	176	16	
<i>Tegula aureotincta</i>	139	29	
<i>Tegula regina</i>	115	29	
<i>Anthopleura xanthogramica</i>	13	95	
<i>Megathura crenulata</i>	40	26	
<i>Echinometra</i> sp	61	4	
<i>Halichondria panicea</i>	16	47	
<i>Eucidaris</i> sp	10	50	
<i>Epizoanthus</i> sp	6	52	
<i>Ascidia</i> sp	12	46	
<i>Halichondria</i> sp1	45	11	
<i>Aglaophenia</i> sp	8	20	
<i>Haliotis corrugata</i>	16	7	
<i>Conus</i> sp	9	11	
<i>Flabellina iodinea</i>	10	6	
<i>Stenoplax</i> sp	8	4	
<i>Balanus</i> sp	2	4	
<i>Pseudoceros bajae</i>	0	4	
<i>Ophionereis</i> sp	0	3	
<i>Parastichopus</i> sp	0	2	
<i>Tethya aurantium</i>	0	2	
<i>Ascidia</i> sp2	0	1	
<i>Linckia columbiae</i>	0	1	
<i>Aplysia californica</i>	1	0	
	<i>n</i>	2918	2950
	<i>S</i>	31	36

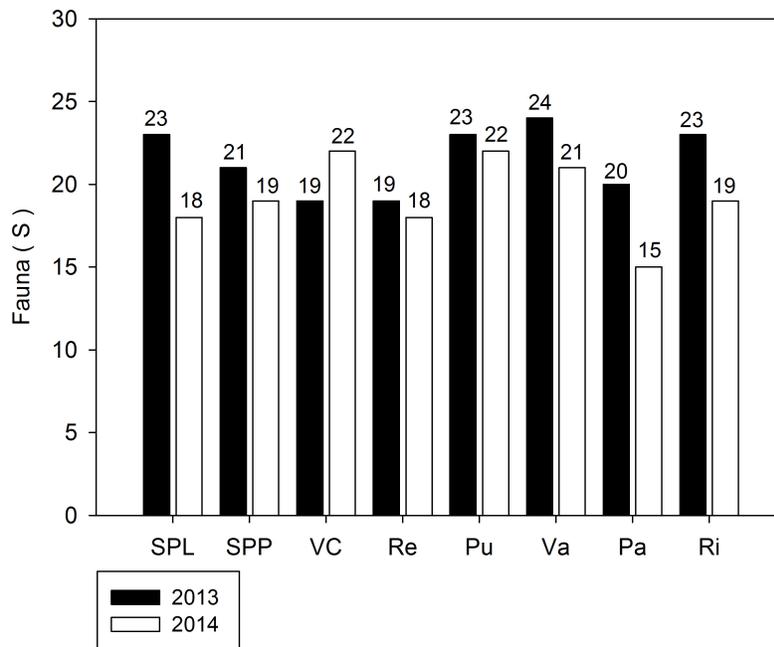


Figura 15. Riqueza de especies (S) de la Fauna bentónica por sitio y año. Siguiendo de norte a sur del área de estudio. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.

Estructura de la comunidad

De la lista general de especies de flora y fauna, se estimó su abundancia total, por año y sitio (ver la tabla 1 para la designación de los sitios), que resultó en un total de 13,924 individuos pertenecientes a 54 especies de flora y fauna bentónica (2013-2014), la cual fue mayor en 2014 con 6,950 individuos pertenecientes a 49 especies, respecto a 2013 con 6,918 individuos pertenecientes a 44 especies.

En 2013 la mayor diversidad resultó en Va con $H'=4.23$ bits/ind., mientras la menor se observó en Ri con $H'=0.71$ bits/ind. En 2014, la mas alta resultó en Pu con $H'=4.01$ bits/ind., mientras la menor se observó en SPL con $H'=3.12$ bits/ind. (tabla 12). Además, esos sitios con mayor diversidad, resultaron como los mas heterogéneos con respecto a la distribución de la abundancia de especies, con valores de equidad de $J'=0.84$ en Va (2013) y de $J'=0.8$ en Pu (2014). Mientras

que aquellos menos diversos fueron los sitios menos heterogéneos con $J'=0.71$ en el Ri (2013) y de $J'=0.66$ en SPL (2014) (tabla 11).

Tabla 11. Atributos de la comunidad entre sitios y años. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.

sitio	2013					2014				
	S	n	J'	H'(log ₂)	λ	S	n	J'	H'(log ₂)	λ
SPL	31	843	0.76	3.75	0.13	27	675	0.66	3.12	0.21
SPP	27	944	0.83	3.93	0.09	30	705	0.67	3.27	0.20
VC	29	758	0.84	4.06	0.09	30	825	0.72	3.51	0.14
Re	29	807	0.84	4.07	0.08	27	956	0.74	3.51	0.13
Pu	32	1068	0.80	4.00	0.09	33	1152	0.80	4.01	0.10
Va	33	777	0.84	4.23	0.07	29	937	0.71	3.43	0.17
Pa	27	834	0.77	3.66	0.16	25	700	0.69	3.22	0.19
Ri	27	887	0.71	3.37	0.14	28	1000	0.82	3.93	0.10

Con relación a la dominancia, en 2013 se observó en Pa ($\lambda=0.16$), con 834 individuos pertenecientes 27 especies, donde las algas coralinas costrosas (*Hydrolithon-Lithophyllum*) y las coralinas articuladas (*Bosiella-Corallina*), fueron las especie más abundantes que dominaron con 230 y 180 individuos respectivamente. Mientras en 2014 fue en SPL ($\lambda=0.21$), con 675 individuos pertenecientes a 27 especies y nuevamente fueron las algas coralinas articuladas y costrosas las más abundantes, que dominaron con 417 individuos (tabla 11).

Con el fin de explorar la similitud espacial y temporal en el área de estudio y detectar patrones de agrupamiento predominante de los datos, se aplicaron análisis de clasificación. A partir del índice de Bray-Curtis se pudo identificar la formación de cuatro grupos separados en sitios por año, el primero y mas grande, uno siete de los ocho sitios en 2013 con cerca del 68% de afinidad por la distribución y abundancia de especies. Mientras en 2014 los sitios se separaron en tres grupos, dos de ellos donde se unen sitios del norte con mayor afinidad (63.04% y 72%), que con los sitios aledaños a ellos (figura 16).

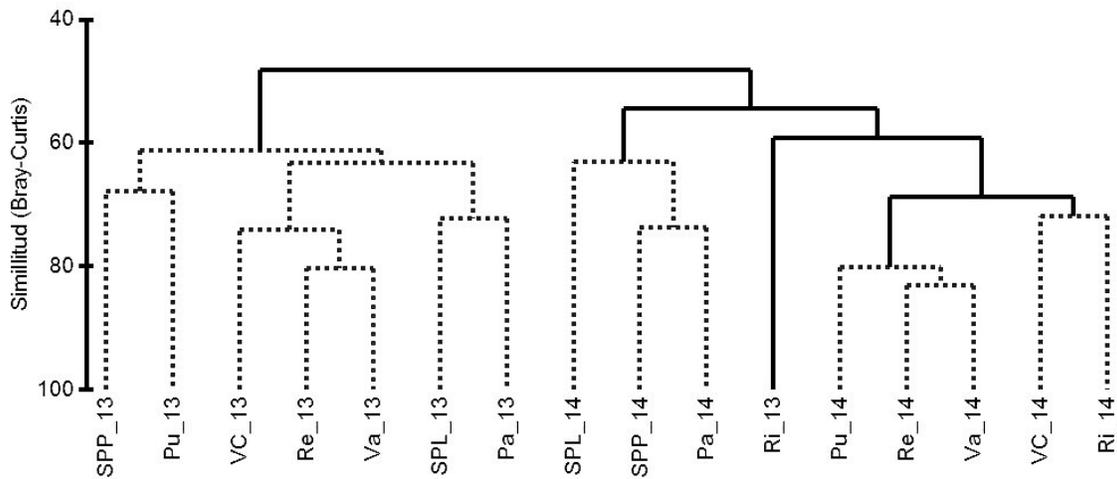


Figura 16. Similitud de Bray-Curtis: patrones de agrupamiento de la distribución de la abundancia de especies por sitio y año. Ver tabla 1 para las claves de los sitios.

Diversidad taxonómica (Δ)

El análisis de la estructura taxonómica mostró que el Ri de la zona 3 (z3_SH) presentó la menor complejidad taxonómica, dado que se ubicó por debajo de la media de la diferencia taxonómica promedio (Δ^+) con un porcentaje significativo menor a 3% (tabla 12, figura 17).

Tabla 12. Promedio de la diferencia taxonómica (Δ^+) y variación de la diferencia taxonómica (Λ^+) por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio, para las zonas (z2_BA y z3_SH).

sitio	S	Δ^+	Δ^+ sig %	Λ^+	Λ^+ sig %
SPL	31	97.04	100	78.62	99.5
SPP	29	96.92	90.5	82.89	70.1
VC	33	96.97	78.7	80.78	62.7
Re	30	96.84	73.1	83.4	54.5
Pu	31	96.72	41.4	84.67	50.9
Va	30	96.67	34.6	86.59	39.6
Pa	23	96.34	41.8	87.92	66.3
Ri	23	95.45	2.4	107.8	10.2

Variación de la diferencia taxonómica promedio (Λ^+)

Con relación a la variación de la diferencia taxonómica (Λ^+), se observa nuevamente como Ri mostró de manera significativa (10%) la estructura filogenética mas baja, mientras que SPL y SPP fueron los sitios mas complejos,

los cuales se ubican al norte del área de estudio en la zona z2_BA. La variación de la diferencia taxonómica permite evidenciar que la complejidad taxonómica observada en la zona z2_BA, siguió un gradiente decreciente de norte a sur del área de estudio (tabla 12, figura 18).

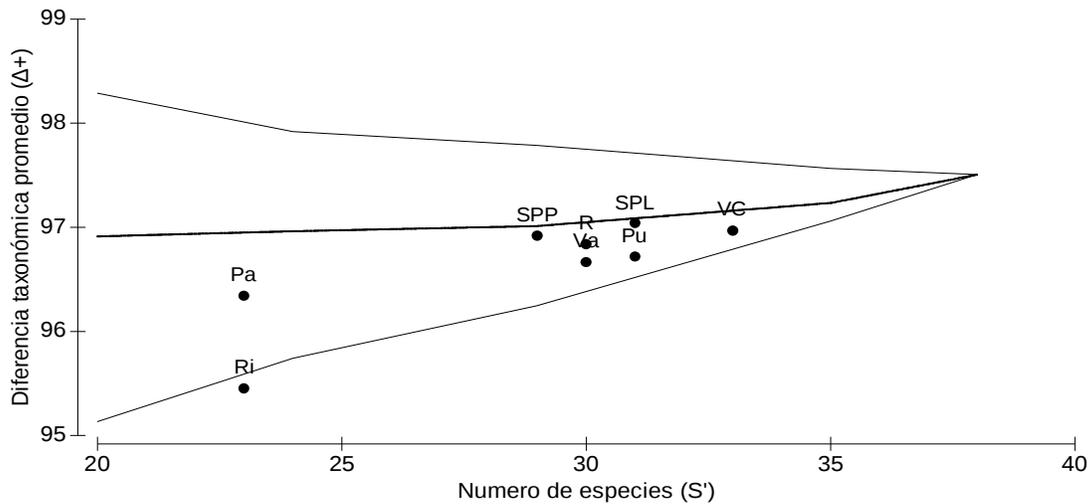


Figura 17. Diagrama de distribución de la diferencia taxonómica promedio (Δ^+), se separan los sitios de la zona norte (z2_BA) de aquellos de la zona sur (z3_SH), donde Ri se aleja de la media de distribución. Ver tabla 4 para las claves de los sitios y zonas.

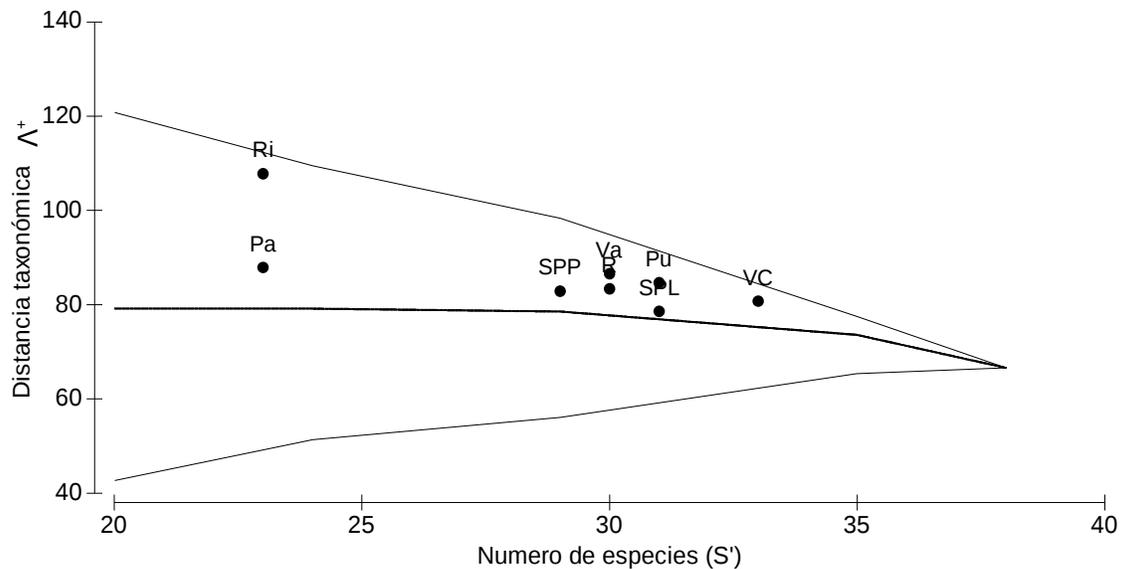


Figura 18. Diagrama de distribución de la distancia taxonómica (Λ^+), se separan los sitios de la zona norte (z2_BA) de aquellos de la zona sur (z3_SH), donde Ri se aleja cerca del límite de la media de distribución. Ver tabla 4 para las claves de los sitios y zonas.

Aunque la diferencia en el arreglo taxonómico a niveles bajos (especie, género y familia) entre zonas (z2_BA y z3_SH) no es amplia, a mayor nivel jerárquico (Orden), la diferencia se hizo evidente, con 31 para la zona norte (z2_BA) y 19 para la zona sur (z3_SH) (figura 10). Cabe hacer notar desde el punto de vista de la complejidad del hábitat (H'), que aquellos sitios donde la diversidad taxonómica (Δ^+) fue mayor (tabla 12) en algunos casos mas evidentes como en SPL también se registró la mayor complejidad del hábitat ($H'=4.1$ bits/ind.) (figura 12). De ahí se puede decir que aquellos sitios de la zona norte que mostraron mayor complejidad en la estructura del hábitat, permitieron por lo tanto, la ocupación de más espacios diferentes por una mayor diversidad de grupos taxonómicos. Mientras que a menor complejidad del hábitat, la diversidad de grupos taxonómicos se vio disminuida por la menor disponibilidad de hábitat preferenciales.

RELACIÓN HÁBITAT-COMUNIDAD

Indicador de heterogeneidad

Para estimar el indicador de heterogeneidad, se usaron los atributos resultantes de la complejidad del hábitat y de la comunidad bentónica (flora y fauna), los datos se normalizaron para obtener valores en una escala de 0 a 1 que de ese modo permitió trabajar con datos que presentaban unidades inicialmente diferentes (tabla 13).

Un resultado elevado del indicador de heterogeneidad se interpretó como mayor complejidad. Por lo tanto, aquellos sitios donde el indicador resultó mayor fueron el Re y SPL en 2013 con $IH=10.28$ y $IH=9.79$ respectivamente, pero mientras en Re se mantuvo elevada para el siguiente año, en SPL disminuyó ($IH=7.78$) notoriamente. El caso contrario se observó en Ri donde fue de menor a mayor heterogeneidad de un año para el siguiente de $IH=3.53$ a $IH=6.15$. Cabe hacer notar que en Pa en 2013, la heterogeneidad resultó baja con $IH=5.6$, y fue la menor de toda el área ($IH=5.38$) para el siguiente año (tabla 14).

Tabla 13. Indicadores de la complejidad del hábitat y de la comunidad bentónica normalizados en una escala de 0 a 1. Se presentan por sitio y año. Para el hábitat: $Oq1_n$ (oquedad chica), $Oq2_n$ (oquedad mediana), $Oq3_n$ (oquedad grande), Oq_n (oquedades), IA_n (índice de amplitud), IR_n (índice de rugosidad), $amplitud_n$, η_n (abundancia de los tipos de sustrato), S_n (riqueza de los tipos de sustrato), J'_n (equidad de los tipos de sustrato), H'_n (complejidad del hábitat). Para la comunidad: S_n (riqueza de especies), η_n (abundancia de especies) J'_n (equidad de especies) y H'_n (diversidad de especies). El subíndice n se refiere al valor normalizado del indicador (atributo).

2013	Hábitat											Comunidad			
	$Oq1_n$	$Oq2_n$	$Oq3_n$	Oq_n	IA_n	IR_n	$amplitud_n$	η_n	S_n	J'_n	$H'(\log_{10})_n$	S_n	η_n	J'_n	$H'(\log_2)_n$
SPLimite	0.08	1	0.71	0.61	0.92	0.07	0.25	1	0.9	1	1	0.67	0.27	0.37	0.44
SPPuerto	0.95	0.52	1	1	0.50	0.17	0.28	0.22	0.4	0.19	0.38	0	0.6	0.91	0.66
VCerro	0.48	0.65	0	0.43	0.81	1	1	0.19	0.4	0.28	0.40	0.33	0	0.98	0.81
elReef	0.95	0.89	0.32	0.91	1	0.85	0.92	0.59	0.6	0.60	0.66	0.33	0.16	0.98	0.81
laPuntita	1	0.52	0	0.71	0.25	0.26	0.50	0	0	0	0	0.83	1	0.71	0.74
elVapor	0.90	0	0.32	0.46	0.34	0	0	0.56	1	0.36	0.80	1	0.06	1	1
losPatos	0	0	0.77	0.05	0.28	0.73	0.81	0.53	0.7	0.54	0.70	0	0.25	0.48	0.34
elRiito	0	0.20	0.55	0	0	0.19	0.34	0.41	0.4	0.55	0.52	0	0.42	0	0
2014	$Oq1_n$	$Oq2_n$	$Oq3_n$	Oq_n	IA_n	IR_n	$amplitud_n$	η_n	S_n	J'_n	$H'(\log_{10})_n$	S_n	η_n	J'_n	$H'(\log_2)_n$
SPLimite	0.08	1	0.71	0.61	0.92	0.07	0.25	1	0.9	1	1	0.25	0	0	0
SPPuerto	0.95	0.52	1	1	0.50	0.17	0.28	0.22	0.4	0.19	0.38	0.63	0.06	0.06	0.17
VCerro	0.48	0.65	0	0.43	0.81	1	1	0.19	0.4	0.28	0.40	0.63	0.31	0.36	0.43
elReef	0.95	0.89	0.32	0.91	1	0.85	0.92	0.59	0.6	0.60	0.66	0.25	0.59	0.51	0.43
laPuntita	1	0.52	0	0.71	0.25	0.26	0.50	0	0	0	0	1	1	0.86	1
elVapor	0.90	0	0.32	0.46	0.34	0	0	0.56	1	0.36	0.80	0.50	0.55	0.30	0.34
losPatos	0	0	0.77	0.05	0.28	0.73	0.81	0.53	0.7	0.54	0.70	0	0.05	0.23	0.11
elRiito	0	0.20	0.55	0	0	0.19	0.34	0.41	0.4	0.55	0.52	0.38	0.68	1	0.91

Tabla 14. Indicador de heterogeneidad (IH) por sitio siguiendo de norte a sur del área de estudio y para cada año.

sitio	IH	
	2013	2014
SPLímite	9.79	7.78
SPPuerto	7.81	6.35
VCerro	7.07	7.20
elReef	10.28	9.96
laPuntita	6.47	7.10
elVapor	7.87	6.19
losPatos	5.60	5.38
elRiito	3.53	6.15

Relación hábitat-comunidad

Se exploró la posible relación entre la complejidad del hábitat con la comunidad bentónica y se procedió a utilizar los atributos que dieron lugar al indicador de heterogeneidad arriba mencionados. El mejor patrón de agrupamiento entre sitios resultó con el índice de similitud de Bray-Curtis (figura 19).

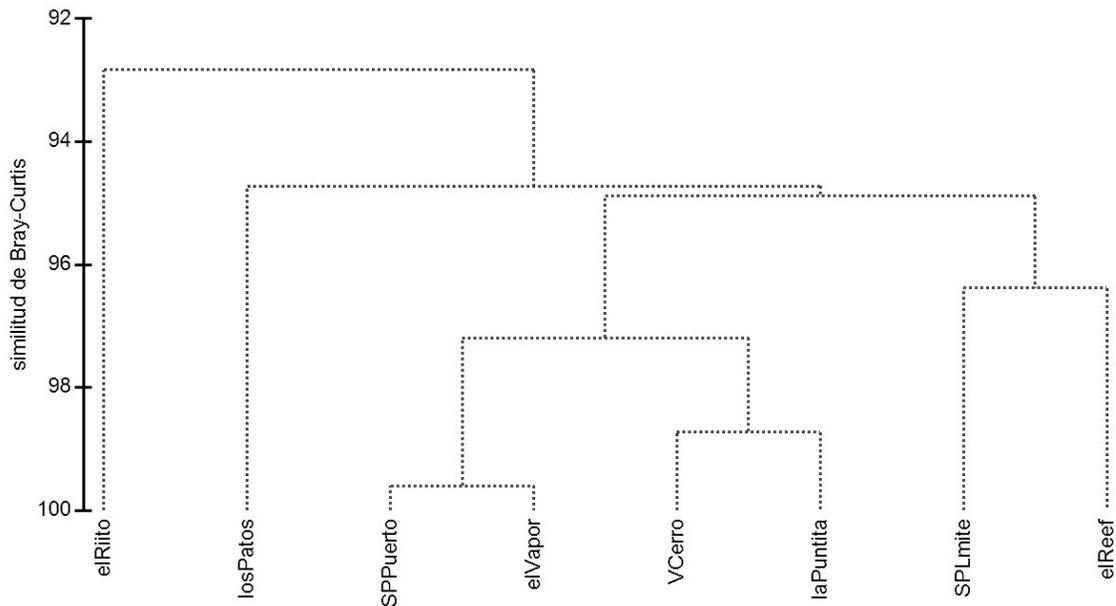


Figura 19. Similitud de Bray-Curtis entre sitios y años a partir del indicador de heterogeneidad (IH).

En el diagrama se puede apreciar como los sitios del norte de Bahía Asunción se unen para dar lugar a un grupo mayor, el cual a su vez se separa en dos subgrupos. Por un lado se unen SPLímite y elReef que fueron los sitios con la mayor heterogeneidad (IH), mientras los otros cuatro sitios forman otro subgrupo que compartió heterogeneidades similares. Finalmente se unen externamente a los anteriores, los sitios al sur del área de estudio (losPatos y elRiíto), con la similitud más baja con respecto al indicador de heterogeneidad (tabla 14, figura 19).

Para establecer la medida de relación entre el hábitat y la comunidad bentónica se aplicó la correlación de Spearman (r) por asociación entre todos los pares de datos. Se consideraron los atributos del hábitat y aquellos relacionados con la comunidad. Las correlaciones resultaron débiles pero significativas, con la mayor asociación entre riqueza específica (S) de flora y fauna con oquedades chicas (Oq1) y grandes (Oq3) y de la abundancia (flora y fauna) con los tipos de sustrato (S) y la complejidad del hábitat (H' hábitat) (tabla 15).

Tabla 15. Correlación de Spearman (r) entre la complejidad del hábitat con la comunidad (especies de flora y fauna) en 2013-2014.

<i>Abundancia (n)</i>	<i>vs</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
oquedades grandes (Oq3)		-0.639	0.096
IR		-0.476	0.216
tipos de sustrato (S)		-0.561	0.159
complejidad del hábitat (H')		-0.548	0.171
<i>Riqueza de especies (S)</i>	<i>vs</i>		
oquedades chicas (Oq1)		0.646	0.095
oquedades grandes (Oq3)		-0.621	0.119
tipos de sustrato (S)		-0.667	0.079
complejidad del hábitat (H')		-0.771	0.034
<i>Diversidad de especies (H')</i>	<i>vs</i>		
oquedades chicas (Oq1)		0.651	0.089
oquedades grandes (Oq3)		-0.687	0.068
oquedades (Oq)		0.452	0.243
IR		0.476	0.216
tipos de sustrato (S)		-0.683	0.071
complejidad del hábitat (H')		-0.643	0.083

El número de individuos (n), la riqueza específica (S) y la diversidad de especies (H') mostraron correlaciones (negativas y positivas) de débiles a altas con respecto a diferentes atributos del hábitat. En aquellos casos donde las correlaciones resultaron negativas de moderadas a altas, se pueden traducir en una disminución de la abundancia, la riqueza y la diversidad de especies conforme aumentó el número de oquedades grandes (Oq3), la variedad de los tipos de sustrato y la complejidad del hábitat. Y en un aumento, cuando el número de especies y la diversidad de las mismas resultaron en correlaciones positivas de moderadas a altas con relación al número de oquedades chicas (Oq1). Por otro lado, la abundancia de especies mostró una tendencia a disminuir conforme aumentó el accidente del terreno (IR), mientras que con la diversidad de especies ocurrió lo contrario. En este último caso las correlaciones resultaron débiles ($r < 0.5$) pero estadísticamente significativas. Las correlaciones aquí observadas, permiten confirmar que si existe correspondencia o asociación entre algunos atributos del hábitat y la comunidad bentónica del área de estudio (tabla 15).

COBERTURA DE MANTOS MACROALGALES

Cobertura de macroalgas

La cobertura de mantos de *Macrocystis pyrifera* estimada a partir de imágenes multiespectrales LANDSAT se estimó con el fin de detectar los cambios a lo largo del tiempo (1994-2013) y entre sitios. Tres polígonos resultaron para la zona norte y uno para la zona sur del área de estudio, pero las dimensiones de cada polígono fueron diferentes, donde el primer polígono (P1) incluye dos sitios SPLímite y SPPuerto, el segundo polígono (P2) incluye tres sitios VCerro, el Reef y laPuntita, el tercer polígono (P3) solo incluye a elVapor y el cuarto polígono (P4) a losPatos y elRíito (tabla 16).

Tabla 16. Dimensión de los polígonos utilizados para estimar la cobertura de mantos de *M. pyrifera*, expresada en hectáreas (h) y metros cuadrados (m²).

Clave polígono	Polígono	h	m ²
P1	SPL-SPP	7,042.7	7.04E+07
P2	VC-Re-Pu	1,113.5	1.11E+07
P3	Va	1,174,300.0	1.17E+10
P4	Pa-Ri	116,710.0	1.17E+09

El polígono mas grande resultó donde se ubica Va (P3), seguido por aquel que incluye a Pa y Ri (P4) (tabla 16). Y con relación a la cobertura de los mantos, ésta estuvo mejor representada en los polígonos P1 y P2 al norte del área de estudio y hasta el final de la serie de tiempo (1994-2013) con un promedio de 282,541.6 m² y 437,456.5 m² respectivamente (Anexo A. 2).

A partir de diagramas de cajas, en P1 el 50% de la cobertura estuvo entre los 140,000 m² y 400,000 m², mientras en P2 fue mayor con coberturas entre los 240,000 m² y 600,000 m². Finalmente en P3 y P4 cuando estuvo presente *M. pyrifera*, registró las coberturas más bajas con 60,000 m² para ambos polígonos juntos, con P3 (Va) ubicado en las cercanías de Isla San Roque y P4 (Pa-Ri) en Punta San Hipólito, confirmando ese sitio como el límite sur de distribución de *M. pyrifera* y que se ha mencionado en otros trabajos se menciona como límite sur de distribución de la macrofita (figura 20A y Anexo A. 2).

Se estimaron las anomalías de la cobertura con el fin de observar la dispersión de los datos con respecto a la media de referencia, a partir de diagramas de cajas se pudo observar que los dos primeros polígonos (P1 y P2) mostraron mayor tendencia hacia valores positivos, mientras para P3 y P4, los valores estuvieron muy cercanos a la media. Las anomalías positivas pueden interpretarse como coberturas altas, las negativas como bajas y los valores con mayor dispersión como aquellas coberturas más altas o más bajas registradas durante ese lapso de tiempo para esos sitios (figura 20B y Anexo A. 2).

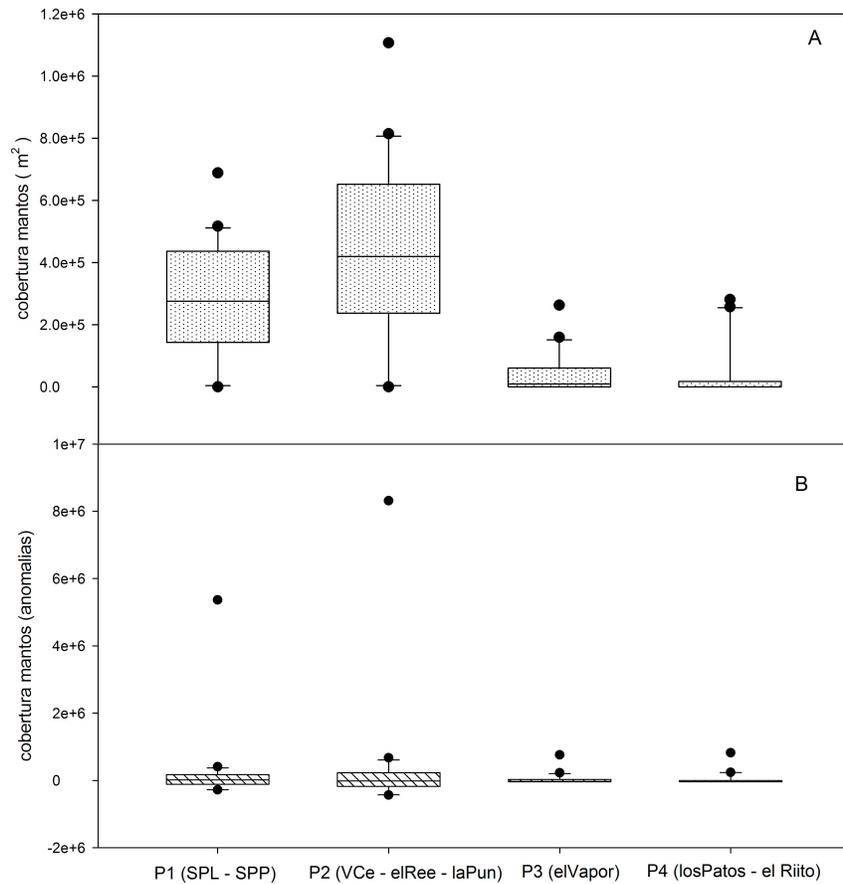


Figura 20. Diagramas de cajas de la cobertura total de mantos de *M. pyrifera*, por polígono registrada entre (1994-2013). A) distribución de los datos de cobertura (m^2), las cajas representan el 50% de la distribución de los datos. Los valores mas alejados (arriba y abajo) de las líneas, representan los datos atípicos o coberturas altas y bajas registradas en el periodo. B) representa las anomalías o desviación (positiva y negativa) de la media de los datos (0), los valores positivos y negativos pueden expresarse como coberturas máximas o mínimas con respecto a la media de referencia.

Al representar la coberturas a lo largo de la serie de tiempo, las mayores coberturas ocurrieron entre 2004 a 2012, con máximos para P1 (SPL-SPP) en 2006 con $688,500m^2$ y $1,107,000m^2$ para P2 (VC-Re-Pu) en 2008. En el caso de P3 (Va) ubicado cerca de Isla San Roque, se observaron picos entre máximos y mínimos de cobertura muy evidentes de un año a otro, con dos picos máximos en la serie de tiempo, uno en 2000 con $262,800 m^2$ y otro en 2004 con $159,300 m^2$ (figura 21 y Anexo A. 2).

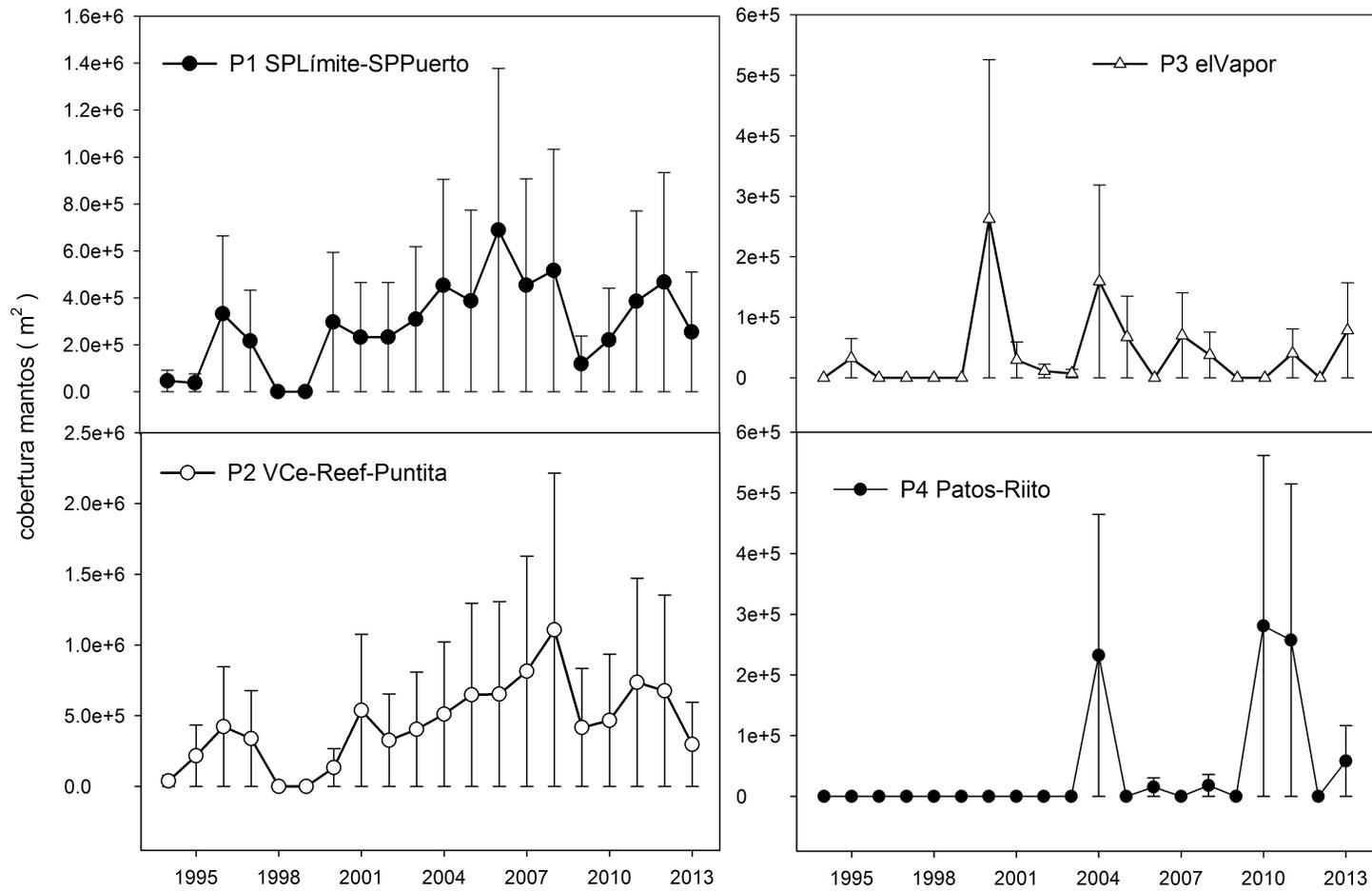


Figura 21. Variación de la cobertura de mantos de *M. pyrifera* por polígono, en el periodo (1994-2013), expresada en metros cuadrados (m²), las líneas de error representan la variación de cada dato con respecto a la media.

Finalmente al evaluar juntas las series de tiempo por polígono, se observó que uno de los picos mínimos ocurrió cuando se registró el incremento anómalo de la temperatura del agua durante uno de los eventos “El Niño” (1997-98) mas fuertes, mientras el pico máximo, sobre todo en el P2 (VC-Re-Pu), ocurrió durante anomalías de temperatura del agua muy frías, registradas durante un evento “La Niña” fuerte en 2008 (figura 22). Se sabe que *M. pyrifera* tiende a desaparecer de forma masiva cuando la temperatura se incrementa provocando gran mortandad en sus individuos o bien verse favorecida cuando ocurren eventos de enfriamiento y el consecuente enriquecimiento de nutrientes en el medio (Edwards & Hernández-Carmona 2005; Graham *et al.* 2007; Cavanaugh *et al.* 2011).

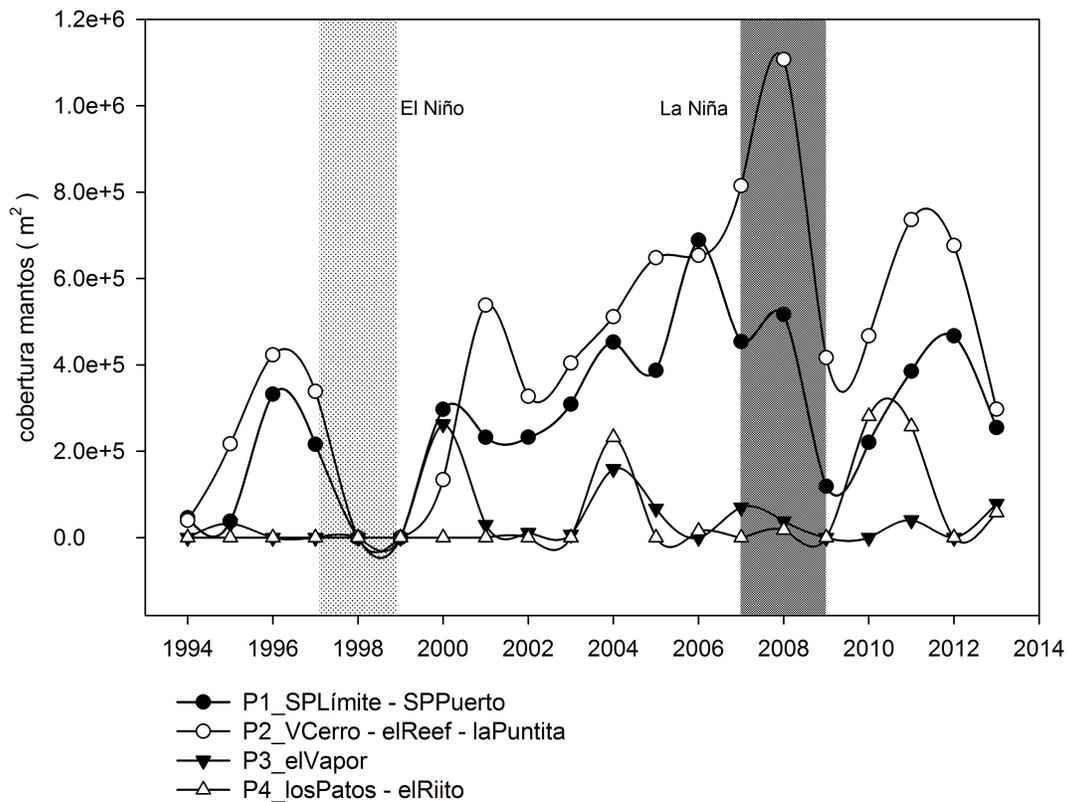


Figura 22. Cobertura total de los mantos por sitio (polígono) expresada en metros cuadrados (m^2), se remarcan los niveles mínimo y máximo de cobertura y su coincidencia con anomalías altas de temperatura (zona punteada) durante el evento “El Niño” (1997-98) y anomalías negativas o enfriamiento (zona gris) durante el evento “La Niña” (2008).

CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES

Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies

A partir de las áreas de cada polígono (tabla 16), la cobertura de mantos de *M. pyrifera* se transformó a densidad. Y la frecuencia de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), así como de otras especies asociadas, se estandarizaron y transformaron a densidad a partir del área máxima conocida (4040 m²). Los cambios anuales de densidad se compararon entre especies, polígonos y años (Anexo A. 3).

La densidad total de mantos de *M. pyrifera* en el periodo (1994-2013) registró en promedio 0.043 n/m² y alcanzó los niveles mas altos en 2007 y 2008, con 0.08 y 0.11 n/m² respectivamente. Para abulón, la densidad total de *H. corrugata* registró en promedio 0.19 n/m², mientras para *H. fulgens* fue mayor, con 0.51 n/m². Cabe hacer notar cuando estuvo ausente *M. pyrifera* durante “el Niño” 1997-98, ambas especies de abulón registraron las densidades más bajas de la serie, con 0.106 n/m² para *H. corrugata* y 0.286 n/m² para *H. fulgens* en 1998 (figura 23 y Anexo A. 3).

En el caso de abulones de tallas menores a la legal: *H. corrugata* (≤ 130 mm) y *H. fulgens* (≤ 140 mm) registraron en promedio una densidad de 0.101 n/m² y 0.136 n/m² respectivamente. Mientras que aquellos de tallas mayores, mostraron en promedio densidades de 0.09 n/m² para *H. corrugata* y de 0.374 n/m² para *H. fulgens* (figura 23).

A partir de la correlación de Spearman, se observó correspondencia entre los cambios anuales de densidad de *M. pyrifera* con las especies de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*) y entre individuos por tallas. Todas las correlaciones resultaron positivas y estadísticamente significativas. La mayor sincronía a lo largo del periodo se observó entre *H. corrugata* vs *M. pyrifera* ($r = 0.88$, $p \leq 0.0001$), entre individuos de tallas (≤ 130 mm) de *H. corrugata* vs *M. pyrifera* ($r = 0.76$, $p \leq 0.0001$) y entre individuos de tallas (≥ 130 mm) de *H. corrugata* vs *M. pyrifera* ($r = 0.83$,

$p \leq 0.0001$). La relación positiva observada entre la densidad de estas especies fue de moderada a alta.

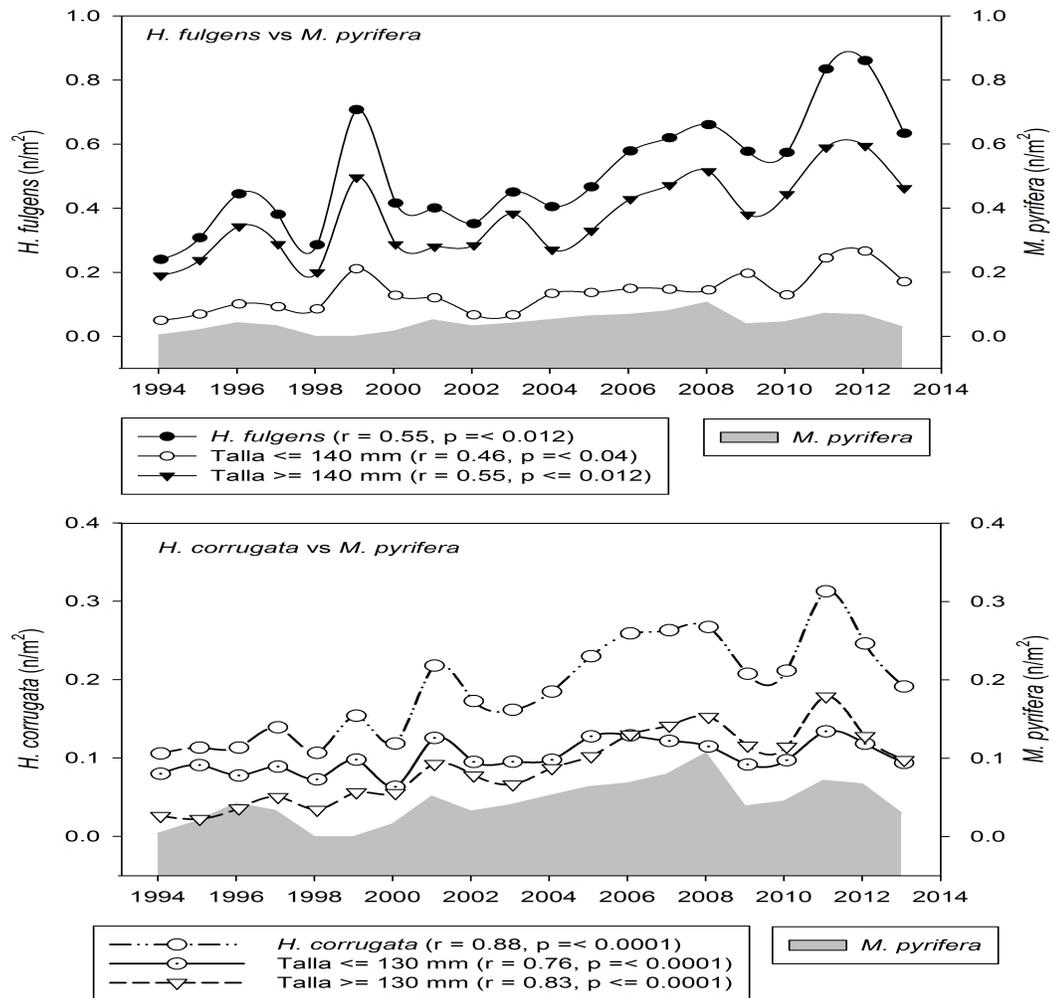


Figura 23. Series de tiempo (1994-2013), densidad total de mantos de *M. pyrifera*, de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*). Las series incluyen individuos de talla legal y menores para cada especie. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de significancia estadística (p) para cada caso.

Cabe hacer notar entre 1994-2006 que individuos menores a la talla legal de *H. corrugata* registraron mayor densidad (0.095 n/m²) que aquella registrada para individuos mas grandes (0.064 n/m²). A partir de ese año, la densidad de estos últimos aumentó registrando un primer repunte en 2008 con 0.152 n/m², cuando *M. pyrifera* alcanzó su mayor densidad (0.107 n/m²). En 2011 *H. corrugata* mostró un segundo pico con 0.179 n/m², para posteriormente disminuir hacia el final de la

serie. Mientras entre abulón azul (*H. fulgens*) vs *M. pyrifera* las correlación resultaron menores ($r = 0.46$ a 0.55 , $p \leq 0.04$) que en estos casos puede interpretarse como una relación positiva de débil a moderada (figura 23).

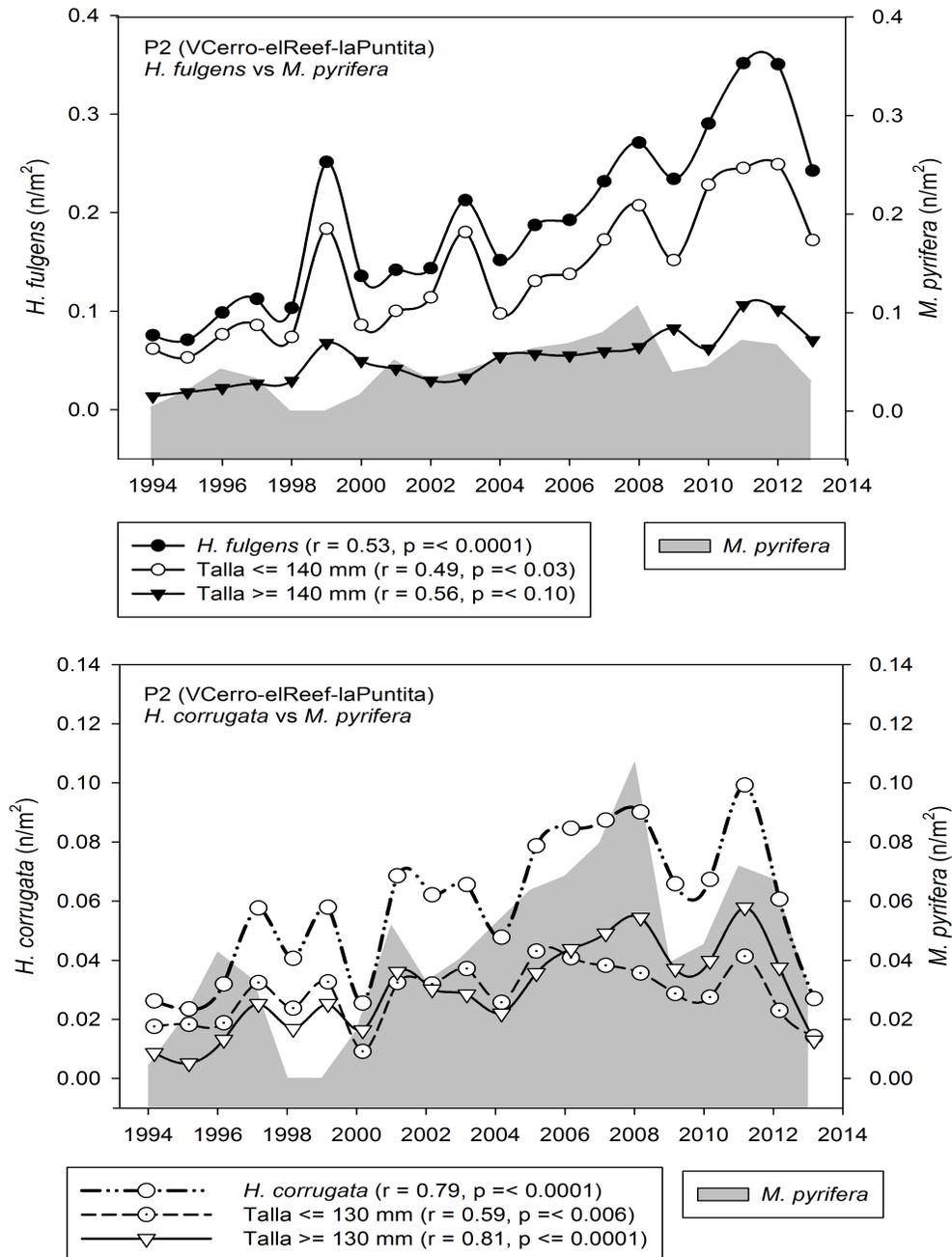


Figura 24. Series de tiempo (1994-2013) en el polígono VC-Re-Pu (P2), densidad total de mantos de *M. pyrifera*, de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*) y de individuos de talla legal y menores, para cada especie. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de insignificancia estadística (p) para cada caso.

Por polígonos, la mejor sincronía se observó en VC-Re-Pu (P2) con mayor correlación entre abulón amarillo (*H. corrugata*) vs *M. pyrifera*, que entre abulón azul (*H. fulgens*) con la macrofita (figura 24). Seguido por el polígono Pa-Ri (P4) donde nuevamente resultó una correlación positiva (moderada) entre la densidad de abulón amarillo (*H. corrugata*) vs la macrofita ($r = 0.5$, $p \leq 0.024$), las demás correlaciones resultaron menores y poco significativas, que puede interpretarse como una relación débil entre variables (especies). Dicho de otra manera, cuando la densidad de la macrofita aumentó, el abulón también lo hizo, por lo tanto la relación entre estas dos especies fue positiva.

Las especies de flora y fauna asociadas mostraron en el periodo (1994-2013) densidades totales comparativamente menores a las de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), pero con respecto a los mantos de *M. pyrifera*, otra alga café (*Eisenia arborea*) registró una densidad promedio semejante con 0.045 n/m^2 y por arriba de estas, estuvo *P. torreyi* (pasto marino) con 0.087 n/m^2 . Las otras especies de algas (*S. osmundacea* y *G. robustum*) mostraron las densidades mas bajas de la flora, con 0.0018 n/m^2 y 0.0019 n/m^2 respectivamente. De la fauna, el caracol panocha (*M. undosa*) y la langosta roja (*P. interruptus*) registraron en promedio 0.017 n/m^2 y 0.023 n/m^2 respectivamente, mientras el pepino (*P. parvimensis*) y el erizo rojo (*S. franciscanus*) mantuvieron las densidades mas bajas para la fauna, con 0.002 n/m^2 y 0.0009 n/m^2 respectivamente (tabla 17).

Tabla 17. Densidad total de especies (flora y fauna) asociadas a los bancos de abulón en el periodo (1994-2013).

AÑO	Flora (n/m ²)				Fauna (n/m ²)			
	<i>C.osm</i>	<i>E.arb</i>	<i>G.rob</i>	<i>P.tor</i>	<i>M.und</i>	<i>P.int</i>	<i>P.par</i>	<i>S.fra</i>
1994	0.00347	0.026	0.000248	0.0344	0.0059	0.0017	0	0.000743
1995	0.00248	0.038	0.000495	0.0559	0.0101	0.0074	0	0.000743
1996	0.00297	0.056	0	0.0936	0.0260	0.0116	0	0.000495
1997	0.00074	0.024	0	0.0649	0.0134	0.0272	0	0
1998	0.00050	0.055	0	0.0990	0.0121	0.0322	0.000248	0
1999	0	0.082	0.00446	0.168	0.0275	0.0542	0	0
2000	0	0.060	0	0.0978	0.0171	0.0205	0.00173	0.00569
2001	0	0.042	0	0.0785	0.0131	0.0238	0	0
2002	0.000495	0.039	0.00248	0.0804	0.0099	0.0287	0.000248	0
2003	0	0.035	0	0.0574	0.0121	0.0099	0.000495	0.000990
2004	0	0.056	0.000248	0.0970	0.0186	0.0223	0.000990	0.000248
2005	0.000248	0.033	0.000990	0.0485	0.0092	0.0054	0.00223	0.000495
2006	0	0.055	0.000495	0.1050	0.0218	0.0272	0.00470	0.00248
2007	0	0.048	0.000371	0.0845	0.0155	0.0210	0.00297	0.00124
2008	0	0.040	0.000248	0.0641	0.0092	0.0149	0.00124	0
2009	0	0.007	0	0.0163	0.0054	0.0042	0.00124	0
2010	0	0.041	0	0.0827	0.0223	0.0193	0.00644	0.00124
2011	0.0052	0.051	0.00297	0.121	0.0329	0.0339	0.0129	0.000248
2012	0.0094	0.064	0.0131	0.158	0.0347	0.0465	0.00297	0.000990
2013	0.0106	0.055	0.0134	0.136	0.0295	0.0384	0.00223	0.00198

Al explorar la correspondencia entre densidad de especies de fauna asociadas a los bancos de abulón, se observó que el pepino (*Parastichopus parvimensis*), el caracol panocha (*Megastrea undosa*) y la langosta roja (*Panulirus interruptus*), mostraron correlaciones positivas con abulón azul (*H. fulgens*) e individuos de tallas AzJ ($\leq 140\text{mm}$) y AzL ($\geq 140\text{mm}$) de dicha especie, es decir, correlaciones entre moderadas a altas ($r = 0.44$ a $r = 0.64$) y estadísticamente significativas ($p \leq 0.01$) (tabla 18 y figura 25 a).

Tabla 18. Correspondencia entre densidad de especies (flora y fauna) asociadas a bancos de abulón. Se muestra la correlación de Spearman (r) y el nivel de confianza (p).

<i>H. fulgens</i>	vs	r	p
<i>G. robustum</i>		0.503	0.024
<i>P. torreyi</i>		0.492	0.028
<i>M. undosa</i>		0.552	0.012
<i>P. parvimensis</i>		0.649*	0.002
<i>H. fulgens</i> (AzJ)	vs	r	p
<i>E. arborea</i>		0.450	0.047
<i>G. robustum</i>		0.500	0.021
<i>P. torreyi</i>		0.535	0.014
<i>M. undosa</i>		0.541	0.014
<i>P. parvimensis</i>		0.622*	0.003
<i>H. fulgens</i> (AzL)	vs	r	p
<i>P. torreyi</i>		0.454	0.442
<i>M. undosa</i>		0.549	0.012
<i>P. parvimensis</i>		0.616*	0.004
<i>H. corrugata</i> (AmJ)	vs	r	p
<i>G. robustum</i>		0.482	0.031
<i>P. parvimensis</i> *	vs	r	p
<i>H. corrugata</i>		0.740	0.0002
<i>H. corrugata</i> (AmL)		0.533	0.00002
<i>M. pyrifera</i>		0.604	0.0048
<i>S. franciscanus</i>		0.530	0.016

Por parte de la flora, las algas (*Gelidium robustum* y *Eisenia arborea*) y el pasto marino (*Phyllospadix torreyi*), también resultaron con asociaciones positivas con abulón azul e individuos de ambas tallas, de moderadas a altas ($r = 0.44$ a $r = 0.538$) y estadísticamente significativas ($p \leq 0.5$). Las correlaciones se presentan en diagramas de dispersión (figuras 25 a 29).

H. fulgens (totales) vs flora y fauna

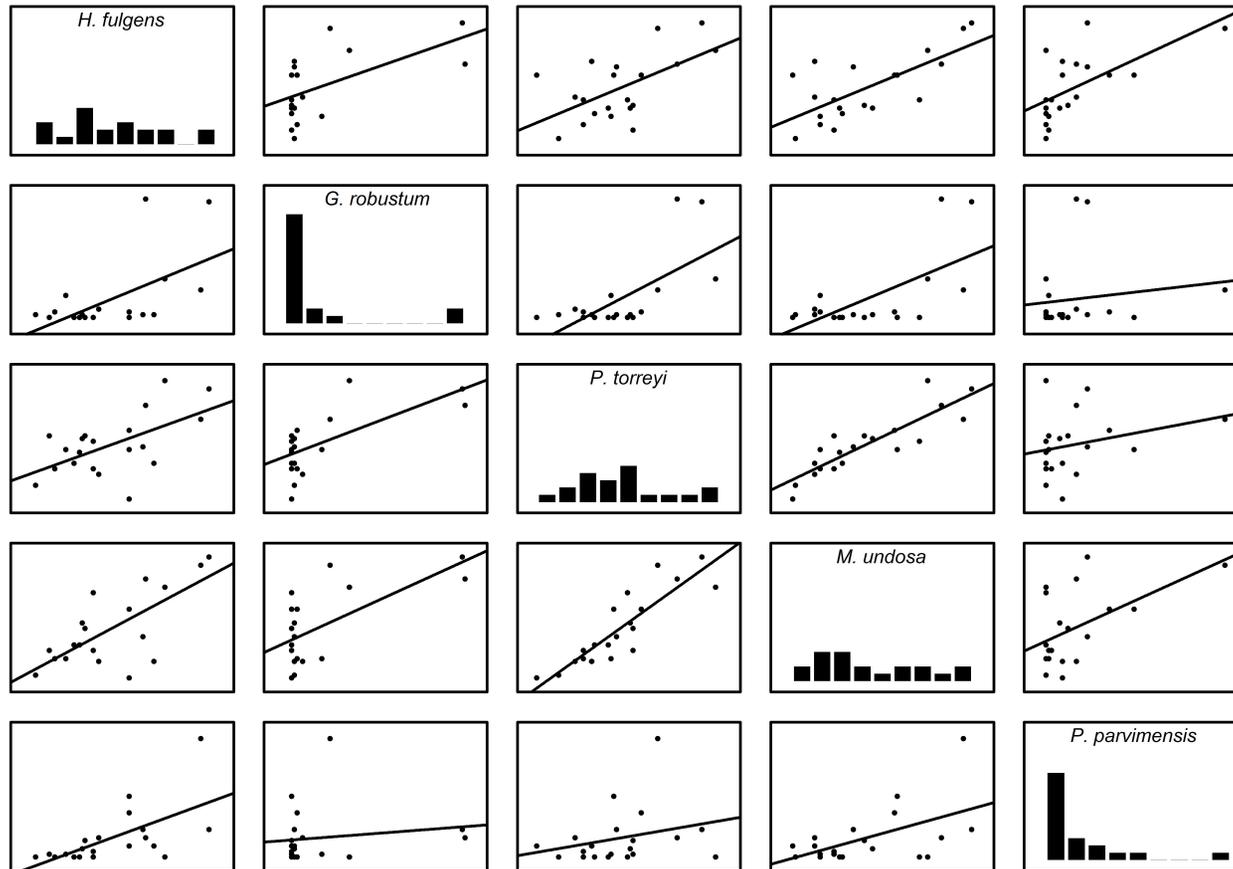


Figura 25. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: Abulón azul (*H. fulgens*) con las: alga (*G. robustum*), pasto marino (*P. torreyi*), caracol panocha (*M. undosa*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.

H. fulgens (≤ 140 mm) vs flora y fauna

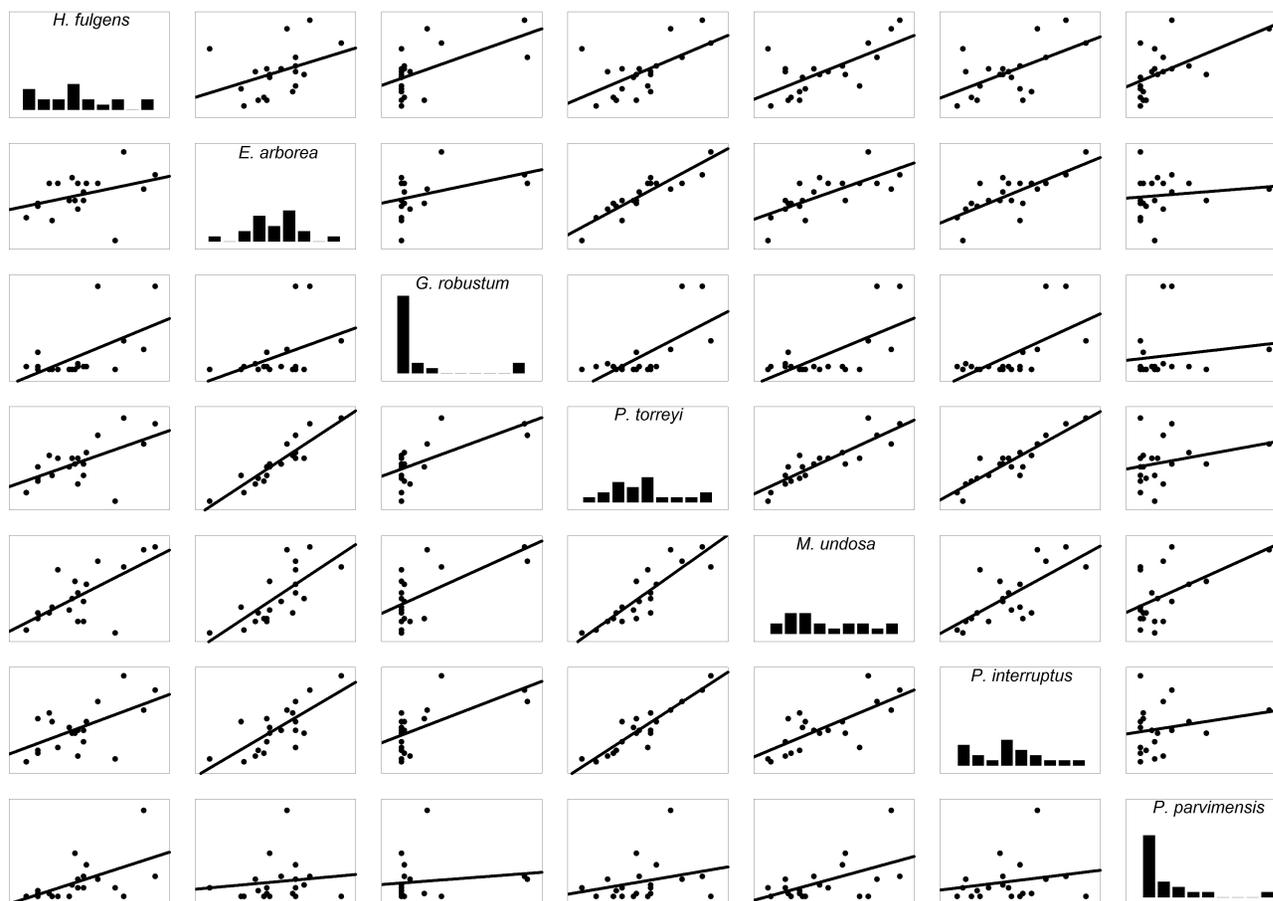


Figura 26. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: individuos de tallas AzJ (≤ 140 mm) de abulón azul (*H. fulgens*) con las algas (*E. arborea* y *G. robustum*), el pasto marino (*P. torreyi*), el caracol panocha (*M. undosa*), la langosta roja (*P. interruptus*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.

H. fulgens (≥ 140 mm) vs flora y fauna

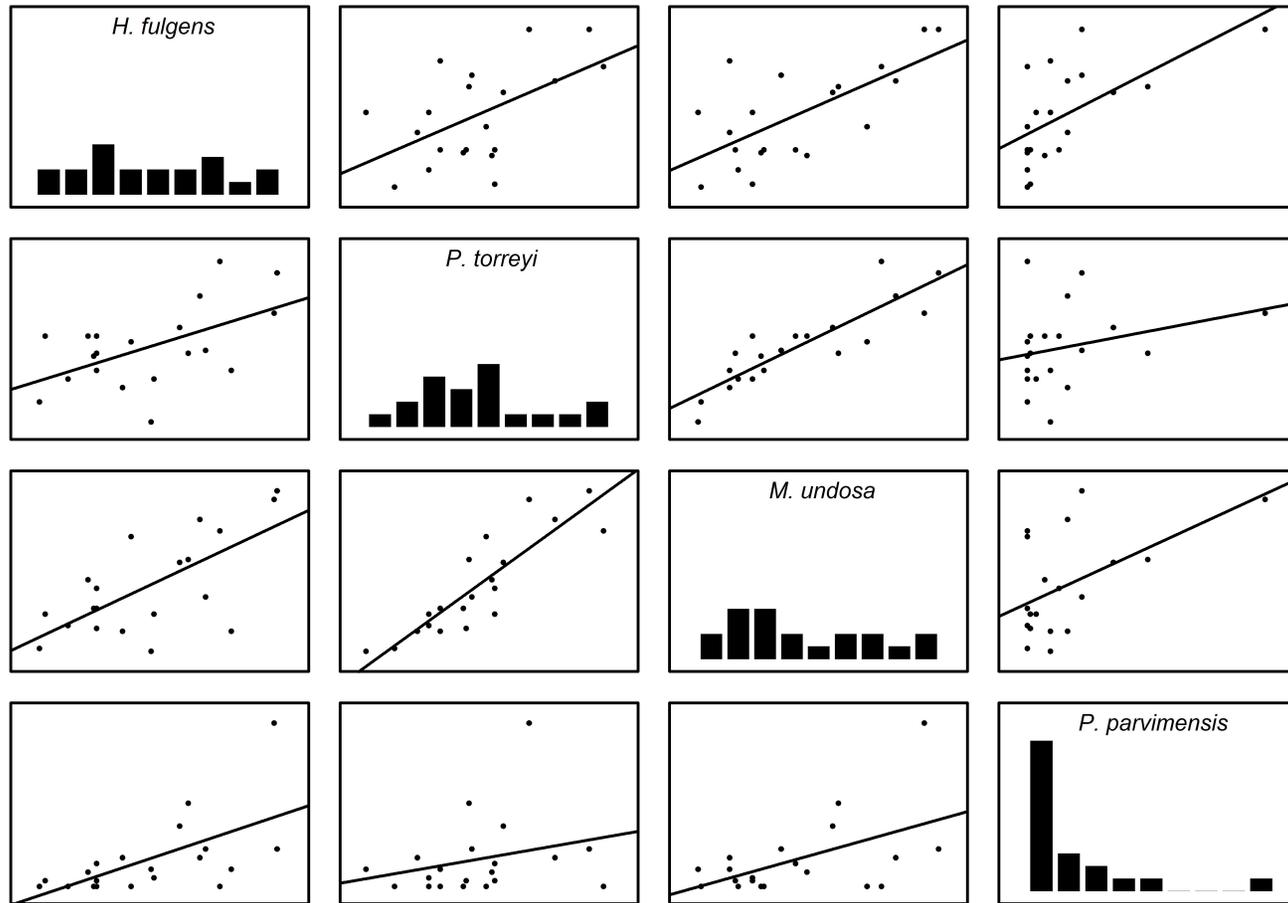


Figura 27. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: abulón azul (*H. fulgens* de tallas ≤ 140 mm) con el pasto marino (*P. torreyi*), el caracol panocha (*M. undosa*) y el pepino (*P. parvimensis*) asociadas. Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.

H. corrugata (≤ 130 mm) vs flora y fauna

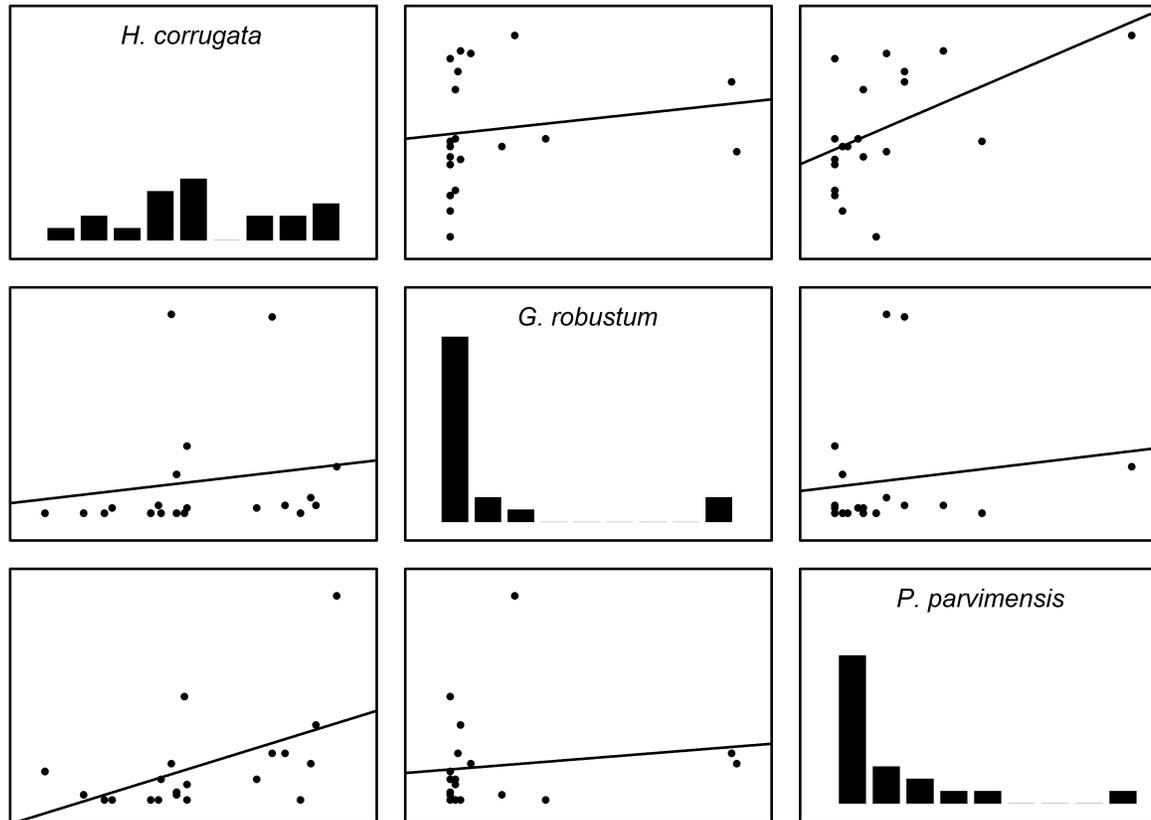


Figura 28. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: individuos de tallas AmJ (≤ 130 mm) de abulón amarillo (*H. corrugata*) con el alga (*G. robustum*) y el pepino (*P. parvimensis*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se muestran en la tabla 18.

flora vs fauna

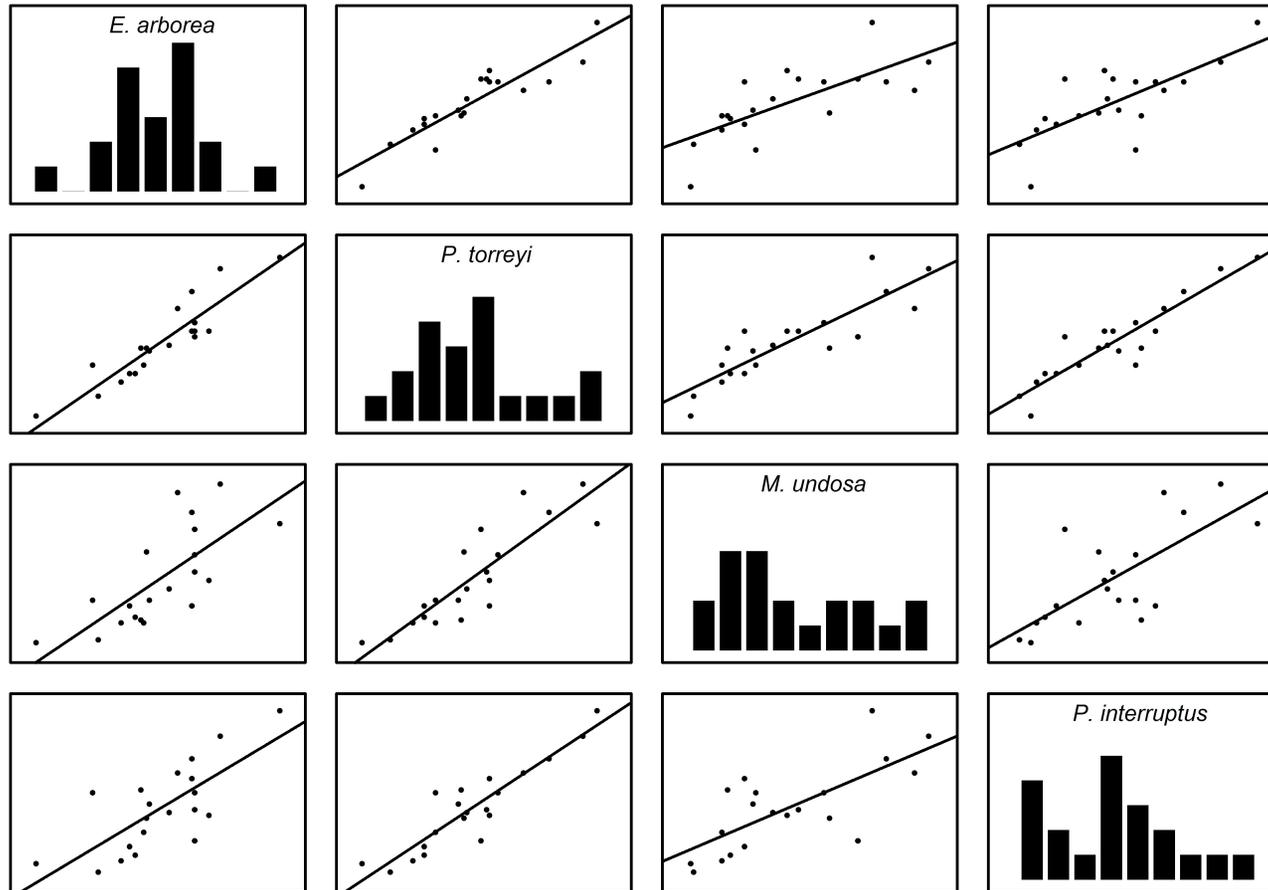


Figura 29. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: el alga (*E. arborea*) con el pasto marino (*P. torreyi*), el caracol panocha (*M. undosa*) y la langosta roja (*P. interruptus*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.

Cabe hacer notar que la densidad de *Parastichopus parvimensis* (pepino) fue la especie asociada que mostró mayor correspondencia tanto con abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), con los individuos de las diferentes tallas (abulón), como con *M. pyrifer* y con el erizo rojo (*S. franciscanus*) (tabla 18 y figura 30).

Se esperaba observar alguna correlación (positiva o negativa) de moderada a fuerte de más de una especie de flora o fauna, con los mantos de *M. pyrifer*, pero la mayoría de las correlaciones resultaron débiles ($r \pm 0.2$, $p \geq 0.5$), solo entre el pepino (*P. parvimensis*) con la macrofita se observó una correlación ($r = 0.6$, $p \leq 0.005$) moderada (tabla 18 y figura 30).

También se exploró la correspondencia entre densidad de especies al interior de cada polígono, donde se observó que la densidad de abulón azul (*H. fulgens*) total y por tallas mostraron correlación de moderada a alta con especies de flora y fauna en todos los polígonos. En el caso de abulón amarillo (*H. corrugata*), solo se observó correlación de moderada a débil ($r = 0.44$, $p \geq 0.05$) con el caracol panocha (*M. undosa*) y en un solo polígono SPL-SPP (P1). También para la macrofita (*M. pyrifer*) solo se observó correlación con el pepino (*P. parvimensis*), aunque en este caso de moderada a alta ($r = 0.544$, $p \leq 0.013$) y en el mismo polígono (P1) que las anteriores (tabla 19).

Entre densidad de especies de flora y fauna resaltó el alga *E. arborea*, la cual mostró correlaciones positivas de moderadas a altas tanto con otras especies de flora como con la fauna (tabla 20). En tres polígonos (P2, P3 y P4) la densidad de *E. arborea* mostró correlaciones altas con la de caracol panocha (*M. undosa*) ($r = 0.57$ a $r = 0.75$, $p \leq 0.01$), aunque esta última no resaltó en el primer polígono (P1). Entre la fauna, cuando aumentó la densidad del caracol panocha (*M. undosa*), la densidad de la langosta roja (*P. interruptus*) y la del pepino (*P. parvimensis*) también aumentaron, con mayor persistencia con la langosta en los cuatro polígonos (tabla 20).

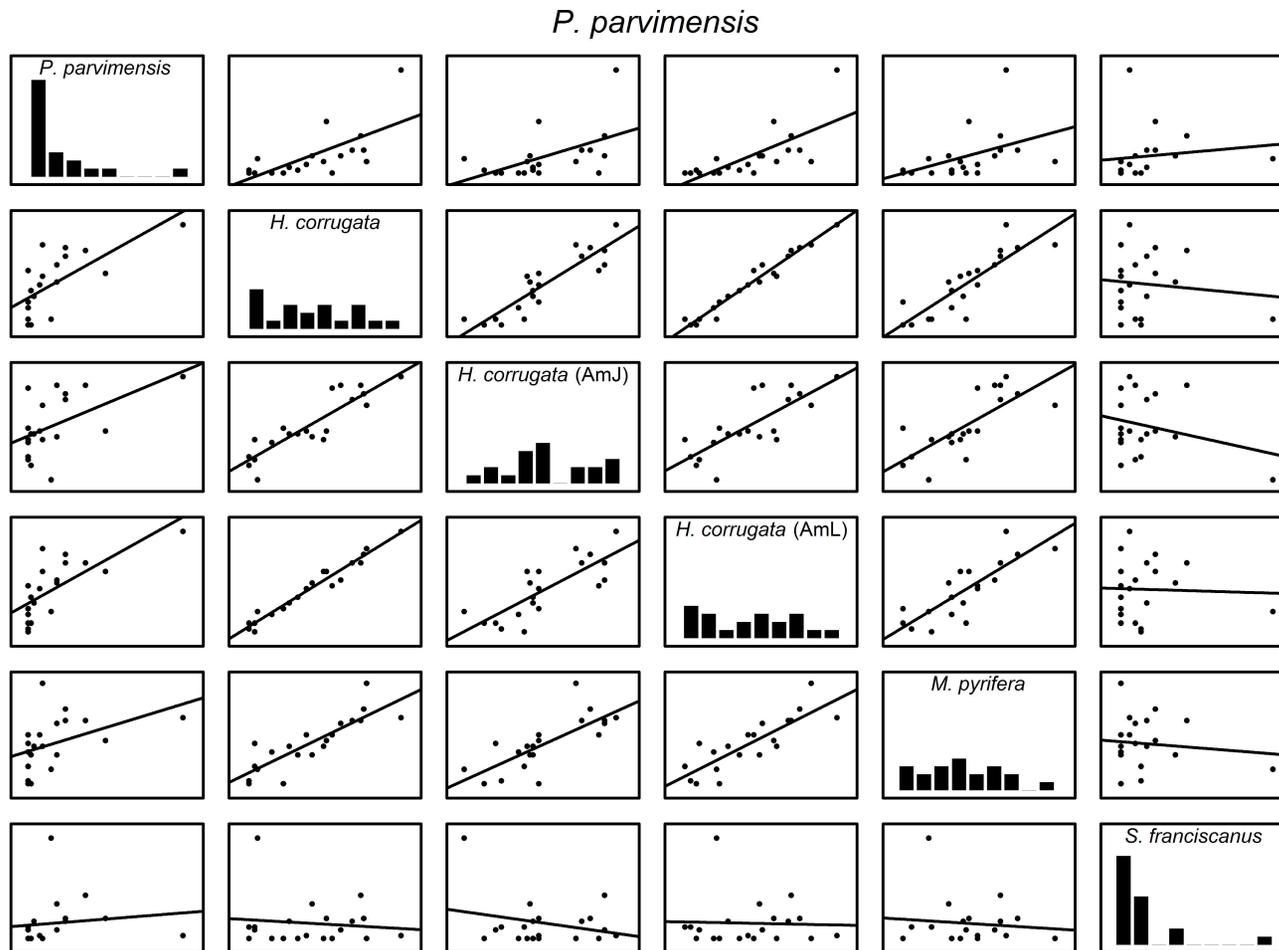


Figura 30. Diagramas de dispersión de la relación entre densidades de especies. Se muestra la nube de datos (puntos) y la línea de tendencia para cada especie de flora y fauna asociadas: entre el pepino (*P. parvimensis*) con abulón amarillo (*H. corrugata*) e individuos de tallas AmJ ($\leq 130\text{mm}$) y AmL ($\geq 130\text{mm}$), con la macrofita (*M. pyrifera*) y el erizo rojo (*S. franciscanus*). Los valores de correlación (r) y el nivel de confianza (p) se mencionan en la tabla 18.

Tabla 19. Correlación entre abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), individuos de las diferentes tallas (AzJ y AzL) y de *M. pyrifera* por polígono, contra las especies asociadas de flora y fauna. Se especifica cada polígono: P1 (SPL-SPP), P2 (VC-Re-Pu), P3 (Va) y P4 (Pa-Ri).

<i>Haliotis fulgens</i> (Az) totales			<i>r</i>	<i>p</i>
<i>P1_Az</i>	vs	<i>P1_M. undosa</i>	0.545	0.058
<i>P1_Az</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.464	0.039
<i>P2_Az</i>	vs	<i>P2_G. robustum</i>	0.595	0.006
<i>P2_Az</i>	vs	<i>P2_P. parvimensis</i>	0.464	0.039
<i>P3_Az</i>	vs	<i>P3_M. undosa</i>	0.636	0.003
<i>P3_Az</i>	vs	<i>P3_P. interruptus</i>	0.661	0.002
<i>P4_Az</i>	vs	<i>P4_S. osmundacea</i>	0.519	0.02
<i>P4_Az</i>	vs	<i>P4_E. arborea</i>	0.545	0.013
<i>P4_Az</i>	vs	<i>P4_P. torreyi</i>	0.702	0.001
<i>Haliotis fulgens</i> (AzJ) talla (≤ 140 mm)				
<i>P1_AzJ</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.483	0.031
<i>P2_AzJ</i>	vs	<i>P2_S. osmundacea</i>	0.579	0.008
<i>P2_AzJ</i>	vs	<i>P2_G. robustum</i>	0.669	0.001
<i>P2_AzJ</i>	vs	<i>P2_P. parvimensis</i>	0.526	0.017
<i>P3_AzJ</i>	vs	<i>P3_P. interruptus</i>	0.475	0.034
<i>P4_AzJ</i>	vs	<i>P4_S. osmundacea</i>	0.532	0.016
<i>P4_AzJ</i>	vs	<i>P4_P. torreyi</i>	0.452	0.045
<i>Haliotis fulgens</i> (AzL) talla (≥ 140 mm)				
<i>P1_AzL</i>	vs	<i>P1_E. arborea</i>	0.522	0.018
<i>P1_AzL</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.468	0.037
<i>P1_AzL</i>	vs	<i>P1_P. parvimensis</i>	0.447	0.048
<i>P2_AzL</i>	vs	<i>P2_S. osmundacea</i>	0.456	0.043
<i>P2_AzL</i>	vs	<i>P2_G. Robustum</i>	0.570	0.008
<i>P3_AzL</i>	vs	<i>P3_E. arborea</i>	0.457	0.042
<i>P3_AzL</i>	vs	<i>P3_M. undosa</i>	0.583	0.007
<i>P3_AzL</i>	vs	<i>P3_P. interruptus</i>	0.695	0.001
<i>P4_AzL</i>	vs	<i>P4_S. osmundacea</i>	0.480	0.032
<i>P4_AzL</i>	vs	<i>P4_E. arborea</i>	0.574	0.008
<i>P4_AzL</i>	vs	<i>P4_P. torreyi</i>	0.696	0.001
<i>Haliotis corrugata</i> (Am) totales				
<i>P1_Am</i>		<i>P1_M. undosa</i>	0.440	0.052
<i>Macrocystis pyrifera</i>				
<i>P1_M.pyrifera</i>		<i>P1_P. parvimensis</i>	0.544	0.013

Tabla 20. Correlación de especies asociadas por polígonos: P1 (SPL-SPP), P2 (VC-Re-Pu), P3 (Va) y P4 (Pa-Ri).

<i>Stephanocystis osmundacea</i>			<i>r</i>	<i>p</i>
<i>P1_S.osmundacea</i>	vs	<i>P1_G. robustum</i>	0.636	0.0025
<i>P1_S.osmundacea</i>	vs	<i>P1_M. undosa</i>	0.547	0.0126
<i>P2_S.osmundacea</i>	vs	<i>P1_S. franciscanus</i>	0.457	0.043
<i>P2_S.osmundacea</i>	vs	<i>P2_G. Robustum</i>	0.775	0.0001
<i>P2_S.osmundacea</i>	vs	<i>P2_P. torreyi</i>	0.525	0.017
<i>P2_S.osmundacea</i>	vs	<i>P2_P. parvimensis</i>	0.660	0.002
<i>P2_S.osmundacea</i>	vs	<i>P2_S. franciscanus</i>	0.488	0.03
<i>P3_S.osmundacea</i>	vs	<i>P3_G. robustum</i>	0.623	0.003
<i>Eisenia arborea</i>				
<i>P1_E.arborea</i>	vs	<i>P1_P. torreyi</i>	0.483	0.031
<i>P1_E.arborea</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.538	0.0145
<i>P2_E.arborea</i>	vs	<i>P2_G. robustum</i>	0.531	0.02
<i>P2_E.arborea</i>	vs	<i>P2_M. undosa</i>	0.639	0.002
<i>P2_E.arborea</i>	vs	<i>P2_P. interruptus</i>	0.551	0.011
<i>P2_E.arborea</i>	vs	<i>P2_S. franciscanus</i>	0.495	0.026
<i>P3_E.arborea</i>	vs	<i>P3_P. torreyi</i>	0.644	0.002
<i>P3_E.arborea</i>	vs	<i>P3_M. undosa</i>	0.746	0.0002
<i>P3_E.arborea</i>	vs	<i>P3_P. Interruptus</i>	0.520	0.02
<i>P4_E.arborea</i>	vs	<i>P4_P. torreyi</i>	0.466	0.038
<i>P4_E.arborea</i>	vs	<i>P4_M. undosa</i>	0.569	0.01
<i>Gelidium robustum</i>				
<i>P1_G.robustum</i>	vs	<i>P1_P. parvimensis</i>	0.454	0.441
<i>P2_G.robustum</i>	vs	<i>P2_P. torreyi</i>	0.593	0.006
<i>P2_G.robustum</i>	vs	<i>P2_M. undosa</i>	0.558	0.01
<i>P2_G.robustum</i>	vs	<i>P2_P. parvimensis</i>	0.693	0.001
<i>P3_G.robustum</i>	vs	<i>P3_P. torreyi</i>	0.581	0.01
<i>P3_G.robustum</i>	vs	<i>P3_M. undosa</i>	0.515	0.02
<i>Phyllospadix torreyi</i>				
<i>P1_P. torreyi</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.475	0.035
<i>P3_P. torreyi</i>	vs	<i>P3_M. undosa</i>	0.77	0.0001
<i>P3_P. torreyi</i>	vs	<i>P3_P. interruptus</i>	0.59	0.006
<i>Megastraea undosa</i>				
<i>P1_M.undosa</i>	vs	<i>P1_P. interruptus</i>	0.522	0.018
<i>P1_M.undosa</i>	vs	<i>P1_P. parvimensis</i>	0.519	0.019
<i>P2_M.undosa</i>	vs	<i>P2_P. interruptus</i>	0.610	0.004
<i>P3_M.undosa</i>	vs	<i>P3_P. interruptus</i>	0.730	0.0003
<i>P4_M.undosa</i>	vs	<i>P4_P. interruptus</i>	0.511	0.021
<i>P4_M.undosa</i>	vs	<i>P4_P. parvimensis</i>	0.429	0.059

Clima

A partir de las anomalías estandarizadas de los datos y con el fin de detectar el posible efecto del clima sobre la densidad de especies, se exploró la correspondencia con algunas variables físicas (índices climáticos) a partir de la correlación de Spearman (tabla 21).

Tabla 21. Correlación de Spearman (r) y nivel de confianza estadística (p) de la relación entre variables biológicas (densidad de especies) y variables ambientales: Índice de Oscilación del Pacífico (PDO, por sus siglas en ingles), Índice Multivariado de “el Niño - la Niña” (MEI, por sus siglas en ingles) y Temperatura Superficial del Mar (TSM).

PDO	vs	r	p
<i>H. fulgens</i>		-0.65	0.002
AzJ (≤ 140 mm)		-0.68	0.001
AzL (≥ 140 mm)		-0.58	0.007
<i>H. corrugata</i>		-0.55	0.013
AmL (≥ 130 mm)		-0.60	0.005
MEI	vs		
<i>H. fulgens</i>		-0.66	0.001
AzJ (≤ 140 mm)		-0.57	0.009
AzL (≥ 140 mm)		-0.63	0.003
<i>E. arborea</i>		-0.52	0.020
<i>M. undosa</i>		-0.51	0.022
NPGO	vs		
<i>P. interruptus</i>		0.44	0.053
TSM	vs		
<i>E. arborea</i>		-0.36	0.121

En primera instancia se exploró el comportamiento de las series de tiempo de la densidad de especies con las anomalías de temperatura (TSM), las correlaciones resultaron débiles y más bajas de lo esperado ($r = \pm 0.36$, $p \geq 0.1$) (tabla 21). Al ver el comportamiento de las series de tiempo de *M. pyrifera* y *E. arborea* se observa como la densidad de ambas especies aumenta o disminuye con retraso, como respuesta al incremento o disminución de la temperatura, pero cuando la temperatura alcanzó los niveles mas altos durante uno de los eventos mas fuertes registrados de “el Niño” (1997-98), cerca de +3°C anomalías de TSM, la densidad de *M. pyrifera* alcanzó su mínima, mientras la de *E. arborea* su máxima. Posteriormente al rededor del año 2008, cuando se registró uno de los eventos

fuerres “la Niña” con temperaturas muy frías (no observadas en la figura), ocurrieron los registros más altos de densidad de *M. pyrifera*, mientras que con la densidad de *E. arborea* ocurrió lo contrario, una disminución abrupta hasta alcanzar su nivel mas bajo para ese periodo (figura 31).

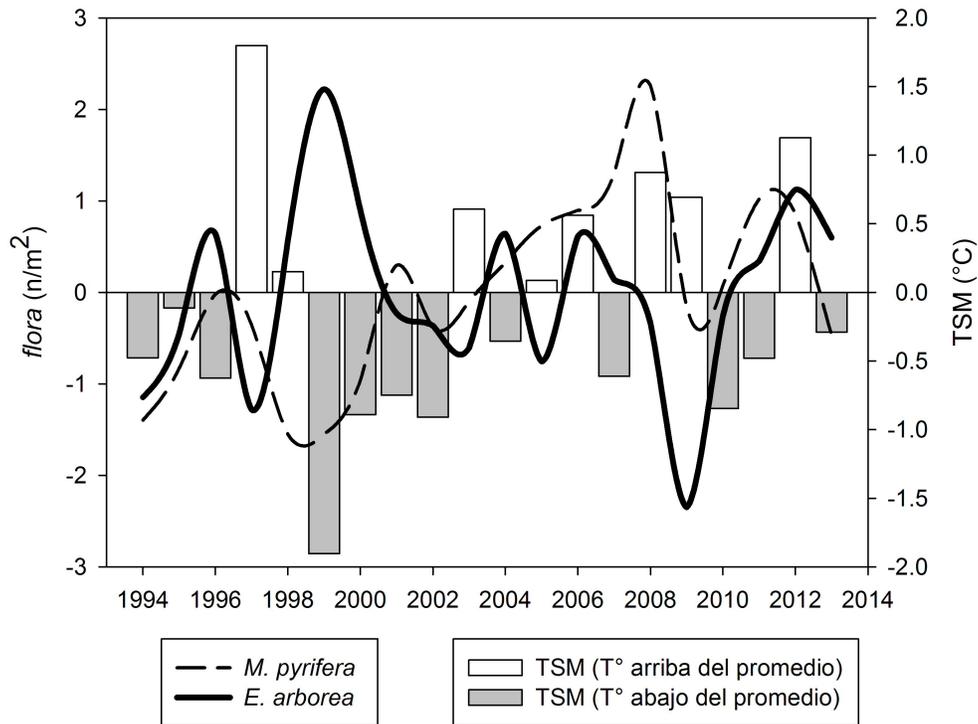


Figura 31. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anuales de: densidad de *M. pyrifera* (línea punteada), *E. arborea* (línea continua) y la temperatura (TSM), anomalías positivas (temperaturas arriba del promedio, barras blancas) y anomalías negativas (temperaturas por debajo del promedio, barras grises).

Durante fases cálidas del ambiente, representadas por las anomalías positivas del Índice Multivariado de “el Niño-la Niña” (MEI, por sus siglas en ingles), la densidad de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*) y de algunas especies de flora (*E. arborea*) y fauna (*M. undosa*), resultaron en correlaciones negativas moderadas a fuertes ($r > -0.50$, $p < 0.05$) pero significativas, es decir, la densidad de estas especies disminuyó durante los años que sugieren condiciones cálidas características como las que se observaron durante la influencia del evento El Niño (1997-98) en la zona de estudio (tabla 21; figura 32).

Siguiendo en el mismo contexto de fases (cálida y fría) pero de mayor duración, a partir de la variación del Índice de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), la densidad de *H. fulgens*, *H. corrugata* y de los individuos de las diferentes tallas, también resultaron en correlaciones negativas fuertes ($r > -0.55$, $p \leq 0.01$), aunque la densidad de ambas especies en el periodo analizado inició con densidades muy bajas, se hizo evidente durante 1997-98 un decremento. Posteriormente la densidad de *H. fulgens* alcanzó uno de sus picos máximos entre 1999-2000, para comenzar a disminuir durante la fase fría a principios de los 2000 (figura 32).

Cerca del final de la serie y entre 2011-2012, *H. fulgens* y *H. corrugata* registraron un pico máximo de densidad con 0.84 a 0.86 n/m² y 0.31 a 0.25 n/m² respectivamente (tabla 16), que coincidieron con el termino de una fase cálida e inicio de una inicio de una fase fría en 2006-07, posteriormente la densidad de ambas especies comenzó a disminuir hasta alcanzar +0.5 anomalías de densidad al final de la serie (figura 32). Las correlaciones entre *M. pyrifera*, otras especies de flora y fauna, con la variación del índice PDO (por sus siglas en inglés), resultaron en correlaciones negativas débiles o bajas y poco significativas (tabla 21).

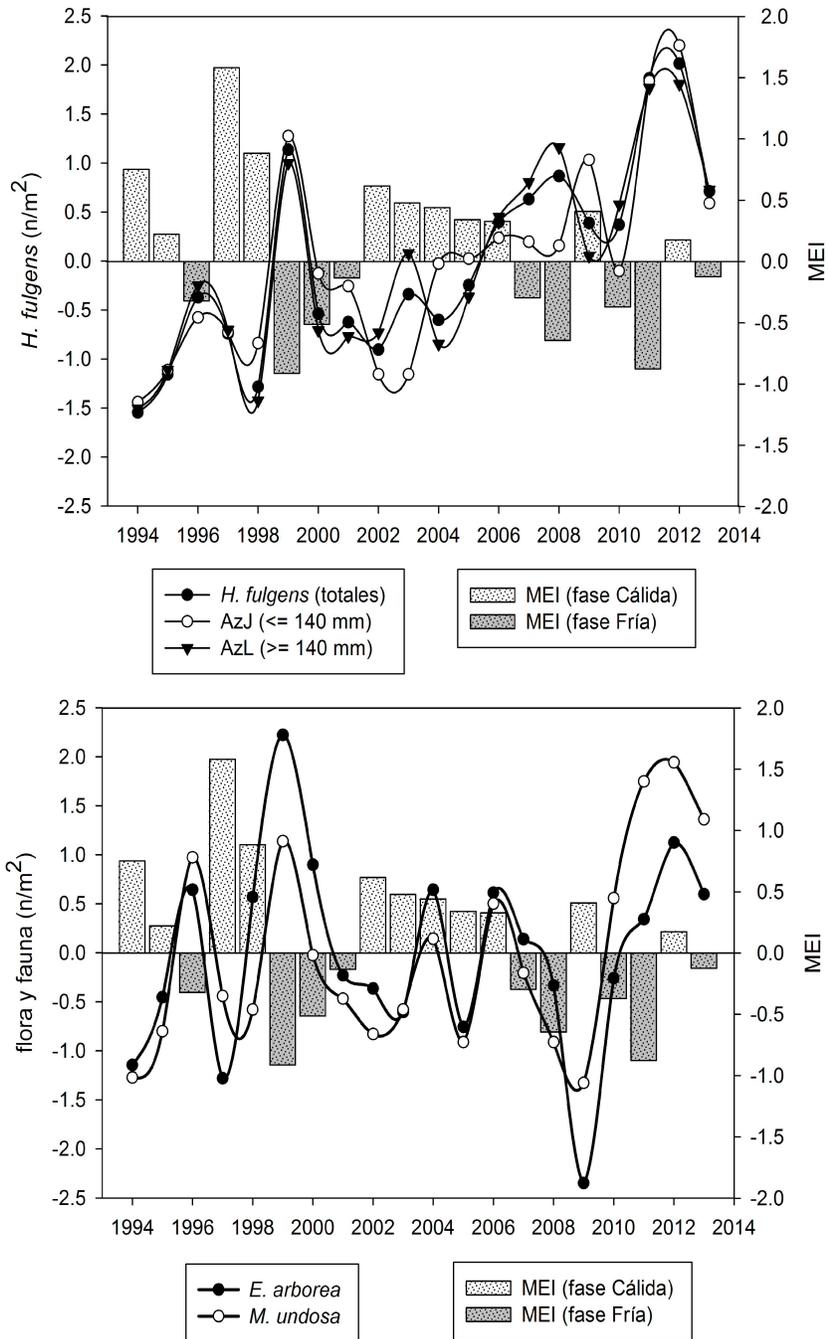


Figura 32. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anuales de: densidad de abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), *E. arborea* (flora), *M. undosa* (fauna) y del Índice Multivariado de “el Niño-la Niña” (MEI, por sus siglas en inglés) anomalías positivas (fase cálida, barras claras) y anomalías negativas (fase fría, barras oscuras).

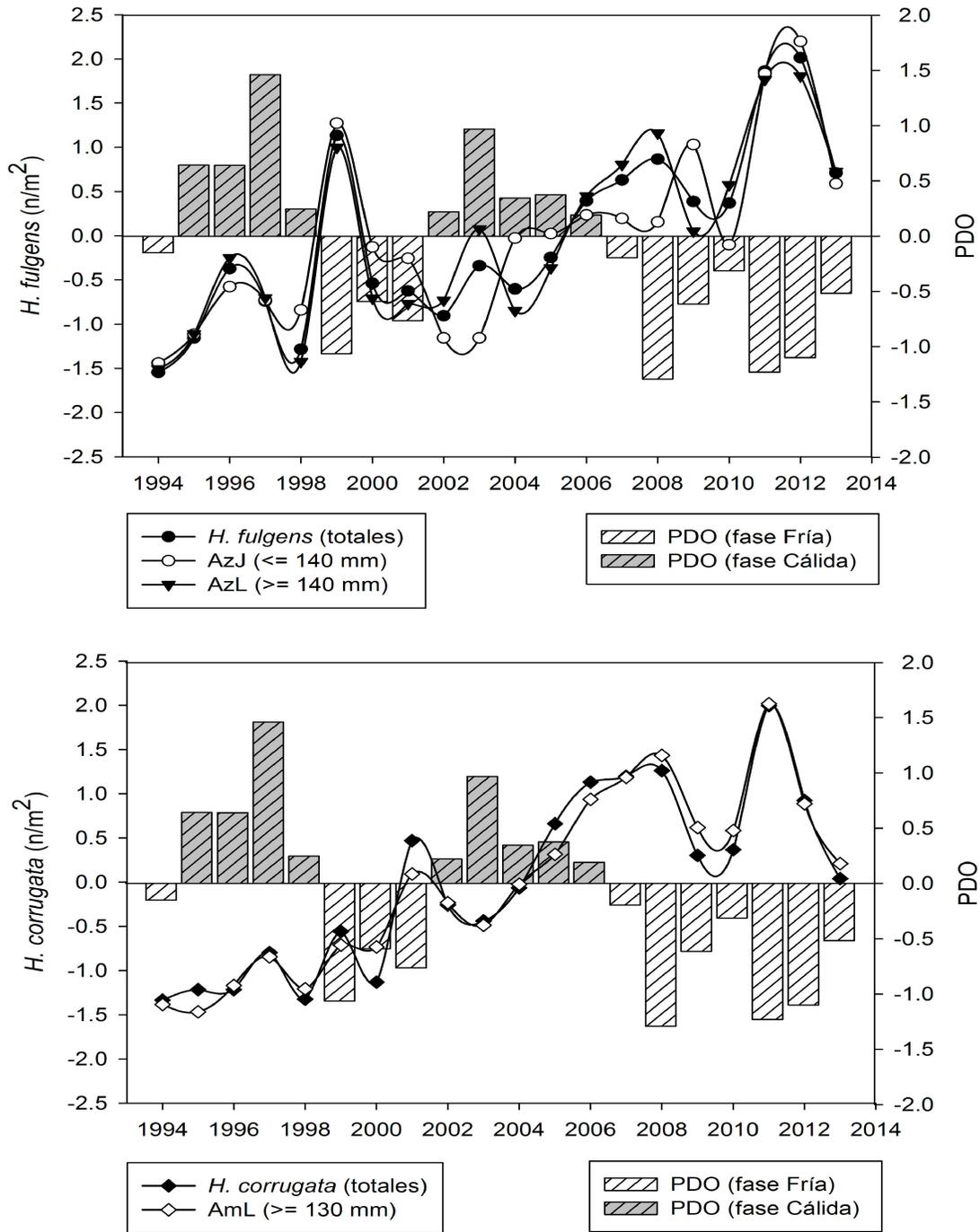


Figura 33. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de abulón azul (*H. fulgens*), amarillo (*H. corrugata*) y del Índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), anomalías positivas (barras oscuras) y anomalías negativas (barras claras).

Otras correlaciones relevantes fueron aquellas observadas con el índice de surgencias, primero se evaluó el comportamiento del índice de surgencias frente a los índices climáticos del MEI y el PDO. De esos resultados solo se observó asociación entre el índice de surgencias frente al MEI y con una correlación negativa ($r = -0.45$, $p < 0.05$) o asincrónica (tabla 22). Es decir, durante anomalías positivas del MEI que coincidieron con El Niño 1997-98, el índice de surgencias también mostró anomalías positivas (figura 34 y 35). Y las anomalías más altas (+1 y +2) de dicho índice, coincidieron con dos fases frías del MEI (2006-2008 y 2011-2013) (figura 34 y 35).

Tabla 22. Correlación de Spearman (r) y nivel de confianza estadística (p) de la relación entre el índice de surgencias y como variable ambiental, el Índice Multivariado de “el Niño-la Niña” (MEI, por sus siglas en inglés) y variables biológicas (densidad de especies).

Índice de surgencias	vs	r	p
MEI		-0.45	0.045
<i>H. fulgens</i>		0.84	0.000
AzJ (≤ 140 mm)		0.74	0.000
AzL (≥ 140 mm)		0.86	0.000
<i>H. corrugata</i>		0.62	0.004
AmJ (≤ 130 mm)		0.52	0.019
AmL (≥ 130 mm)		0.64	0.002
<i>M. pyrifera</i>		0.52	0.019
<i>G. robustum</i>		0.52	0.019
<i>P. parvimensis</i>		0.51	0.023

Las especies que mostraron una relación positiva frente a este índice fueron el abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*), los individuos de las diferentes tallas, los mantos de *M. pyrifera*, el alga roja *G. robustum* y el pepino *P. parvimensis*. Las correlaciones resultaron de moderadas a fuertes ($r = 0.51$ a $r = 0.86$, $p < 0.05$), donde *H. fulgens* y *H. corrugata* mostraron sincronía con la variación de vientos favorables a eventos de surgencias. Puede observarse a partir del 2004 que la densidad de abulón mantuvo valores positivos durante las anomalías positivas del índice, alcanzando los registros más altos cuando se intensificaron los vientos favorables para eventos de surgencia ocurridos entre 2006-2008 y entre 2011-

2013, aunque no necesariamente se hayan desarrollado (tabla 22, figuras 34 y 35).

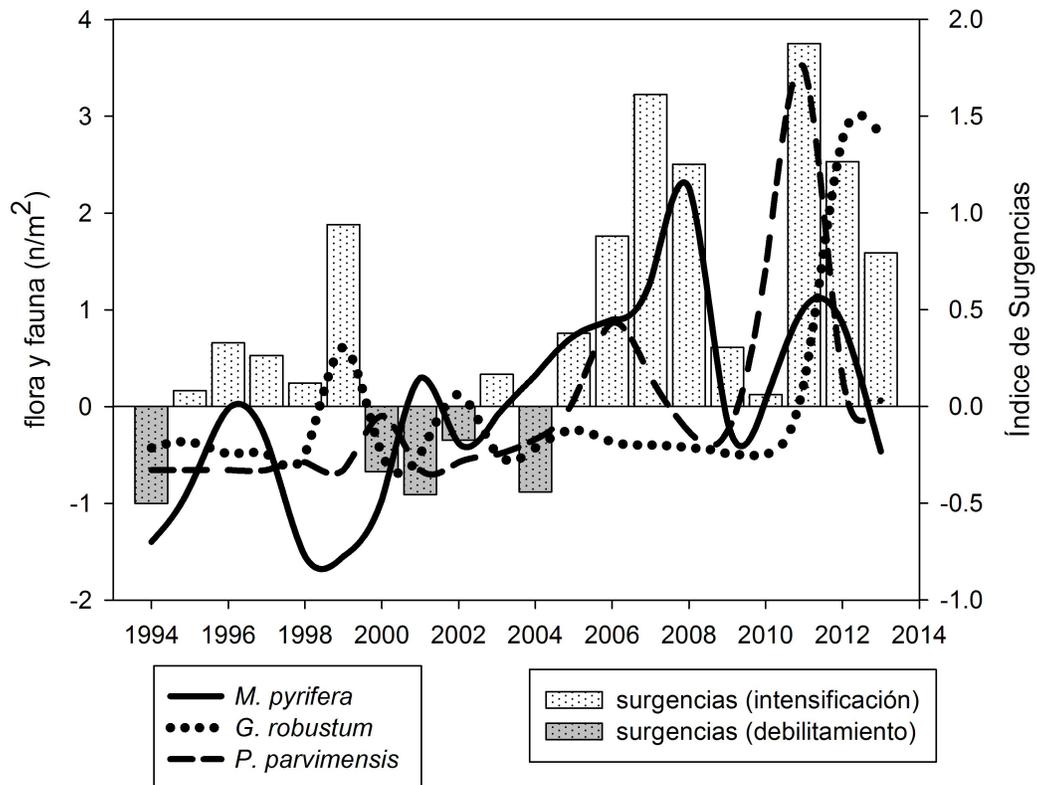


Figura 34. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de algas (*M. pyrifera* y *G. robustum*), del pepino de mar (*P. parvimensis*) y del índice de surgencias, las barras claras (anomalías positivas) representan la fase de intensificación de eventos de surgencias, mientras las barras grises (anomalías negativas) representan disminución de esos eventos.

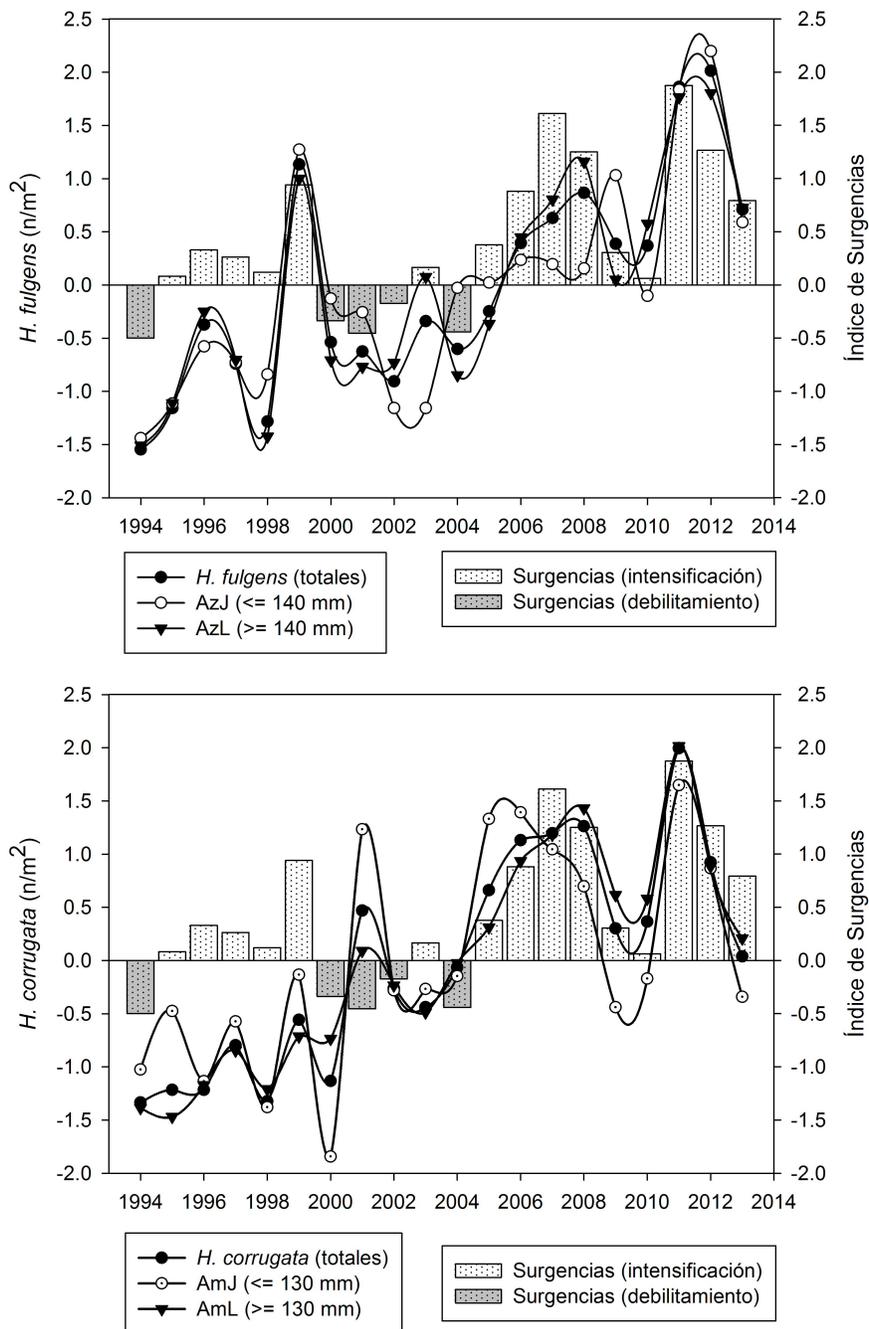


Figura 35. Series de tiempo (1994-2013) de las anomalías promedio anual de: densidad de abulón azul, *H. fulgens* (superior) y abulón amarillo, *H. corrugata* (inferior) y del índice de surgencias, las barras claras (anomalías positivas) representan la fase de intensificación de eventos de surgencias, mientras las barras grises (anomalías negativas) representan disminución de esos eventos.

Correlación entre otras especies y del índice de surgencias con los índices climáticos mostraron asociaciones bajas y poco significativas, pero no significa que no respondan sensiblemente a los cambios ambientales. Cabe hacer mención que el esfuerzo pesquero no se consideró en estos análisis, por lo que no es posible discernir cuanto del efecto fue solo causado por el clima.

Finalmente con la información obtenida en este último apartado del clima, se identificaron tres escenarios que definieron las condiciones óptimas del hábitat para las especies bentónicas más abundantes de los bancos abuloneros de Bahía Asunción y Punta San Hipólito: 1) durante las anomalías negativas o fases frías del Índice de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), la densidad de *Haliotis corrugata* y *Haliotis fulgens* se incrementó; 2) para *Haliotis fulgens*, *Megastrea undosa* y *Eisenia arborea*, las condiciones óptimas fueron aquellas durante anomalías positivas del Índice Multivariado de El Niño-La Niña (MEI, por sus siglas en inglés), que representaron fases cálidas moderadas del ambiente y 3) cuando la intensidad de las afloraciones inducidas por el viento fueron positivas altas, la densidad de *H. fulgens*, *H. corrugata* (e individuos de las diferentes tallas de abulón), *M. pyrifera*, *G. robustum* y *P. parvimensis* se incrementó.

DISCUSIÓN

COMPLEJIDAD DEL HÁBITAT

Partiendo de la hipótesis de que a mayor complejidad en la estructura física del fondo, se espera una mayor diversidad de especies, los resultados obtenidos en el presente estudio sí mostraron diferencias significativas en la diversidad y abundancia de especies (flora y fauna) bentónicas entre los arrecifes rocosos de Bahía Asunción y Punta San Hipólito, partiendo de la premisa de que una alta heterogeneidad estructural mantiene una mayor riqueza de especies y supone que

hay una mayor disponibilidad de nichos en ambientes estructuralmente complejos (Risk 1972; Luckhurst & Luckhurst 1978; Roberts & Ormond 1987; Hixon 1991; Bell *et al.* 1991; McCoy & Bell 1991; Tews *et al.* 2004; Teagle *et al.* 2017).

Los diferentes elementos que dan estructura y complejidad al hábitat, están representados tanto por sus componentes bióticos como abióticos. En el área de estudio, los ocho bancos abuloneros visitados se dividieron en dos grupos, por un lado por la distancia que los separa y por otro por ser de características físicas estructurales diferentes, seis ubicados al norte de Bahía Asunción y los otros dos cerca de Punta San Hipólito, al sur.

Con base en el número de oquedades chicas (Oq1) y grandes (Oq3), la variedad de los tipos de sustrato (S) y la complejidad a partir de la diversidad ($H' \log_{10}$), estos atributos del hábitat jugaron un papel importante sobre la distribución y abundancia de las especies bentónicas (flora y fauna) y la diversidad de las mismas, en ese mismo sentido, otros trabajos mencionan la importancia que tienen las oquedades sobre la distribución y abundancia de especies (peces arrecifales) y resaltan como la diversidad en el tamaños de los mismos, tiene mayor efecto sobre la estructura de la comunidad (Hixon & Beets 1989; Kellison & Sedberry 1998).

Con relación al índice de rugosidad (IR), se esperaba observar grandes diferencias entre los accidentes del terreno de los sitios del norte con respecto a los del sur, donde la estructura del fondo aparentemente es más accidentada en los sitios ubicados al norte con respecto a los del sur del área de estudio. Sin embargo, con respecto al posible efecto de este atributo (IR) sobre la estructura de la comunidad, los resultados mostraron correlaciones (positivas y negativas) débiles pero significativas entre el índice de rugosidad (IR) con la abundancia de las especies y la diversidad de las mismas. Esto puede deberse a la relativa homogeneidad en la rugosidad de la superficie del sustrato, circunstancia dada

principalmente por la posición horizontal que tiene la parte superior de los macizos rocosos que forman parte de la estructura arrecifal y en otros casos por la poca complejidad estructural del fondo. Contrario a lo observado en este trabajo, otros estudios han demostrado que generalmente una alta heterogeneidad estructural permite que el sitio sea compartido por muchas especies y de esa manera sostenga una mayor diversidad y riqueza de especies (Arkema *et al.* 2009; Kovalenko *et al.* 2012; Teagle *et al.* 2017).

Adicionalmente al norte de Baja California, otros autores observaron una relación positiva entre la rugosidad del sustrato y la riqueza de especies de peces e invertebrados (Torres-Moye *et al.* 2013). En otros estudios, los autores resaltan que el tamaño de objetos grandes y relieve vertical alto, no necesariamente son indicadores definitivos de mayor rugosidad (Zwada *et al.* 2010), como lo confirmaron nuestros resultados y fue observado en los sitios al norte de Bahía Asunción. Sin embargo la heterogeneidad y la diversidad de hábitat, son factores importantes que influyen tanto en los patrones de la abundancia de cada especie, como en el número total de individuos, la riqueza y la diferencia taxonómica de las mismas. Esto es lógico ya que cada especie o grupo de especies, tienen diferentes funciones ecológicas y responden de modo distinto a las variables del ambiente. Por lo tanto, ninguna de las variables del sustrato o atributos del hábitat por si solos deben constituir un buen predictor de la abundancia de especies, el estudio debe enfocarse en el efecto de la combinación de los diferentes factores ambientales.

Con la información recabada, al evaluar la complejidad del hábitat a partir de la diversidad $H'(\log_{10})$ no se lograron observar cambios evidentes entre zonas, el cual mostró intervalos de $H'=0.88$ decits/ind., a $H'=1.2$ decits/ind. Debido al alcance o limitación del mismo, fue necesario recurrir a otro estimador que mostrara diferencias entre entre zonas y reuniera todos los atributos que definen la complejidad del hábitat y la comunidad, que por ser de unidades diferentes se

representan de forma individual. Dicho estimador fue el indicador de heterogeneidad (IH), que a partir de la normalización de cada atributo y la suma de los mismos, fue posible poner en evidencia la diferencia que existe entre los bancos ubicados al norte de Bahía Asunción, estructuralmente más complejos, que aquellos ubicados al sur cerca de Punta San Hipólito de menor complejidad. Aunque existe una gama de métodos para estimar la complejidad del hábitat en los bosques de macroalgas, es probable que la combinación de diferentes métodos y estimadores implique la manera más útil, ya que la combinación de los mismos puede permitir hacer comparaciones entre hábitat a diferentes escalas (Warfe *et al.* 2008; Kovalenko & Thomas 2012).

A lo anterior debe añadirse que los sitios SPLímite y elReef que se separaron de los cuatro bancos abuloneros al norte de Bahía Asunción, se deba posiblemente a que esos dos sitios se ubican en puntas rocosas mas expuestas al oleaje y las corrientes, lo que les dá ciertas características de complejidad (hábitat y la comunidad) que las hace similares. Cabe hacerse notar que esos factores no fueron medidos en este trabajo, pero por ser de importancia, vale la pena mencionarlo. Adicionalmente se consideró dentro del indicador de heterogeneidad (IH) la cobertura de mantos de *M. pyrifera*, solo para 2013 y los mismos sitios fueron los que mantuvieron el mayor indicador de heterogeneidad (IH). Como se ha mencionado anteriormente, este ecosistema se desarrolla en zonas expuestas al oleaje y las corrientes, factores que intervienen en la distribución y abundancia de las especies, además de moldear el hábitat (Kovalenko & Thomas 2012; Hernández-Carmona *et al.* 2001; Edwards & Hernández-Carmona 2005). Con relación a estos factores, estudios llevados acabo en los bosques de *M. pyrifera* en el Canal de Santa Barbara, California E.U., obtuvieron una relación negativa débil entre la biomasa de la macrofita con la altura del oleaje en puntas rocosas expuestas, pero añaden que en conjunto, olas grandes y altos niveles de nutrientes favorecen el reclutamiento y el crecimiento de una nueva cohorte de individuos de *M. pyrifera* (Cavanaugh *et al.* 2011).

La cobertura de los mantos de *M. pyrifera* como medida adicional de la complejidad del hábitat fue más evidente al norte de Bahía Asunción, especialmente las observadas entre 2004 a 2012 en SPL-SPP (P1) y en VC-R-Pu (P2). Como es sabido, las grandes algas laminariales incrementan la complejidad estructural del hábitat, con efectos sustanciales en el aumento del número de especies conforme mas compleja sea la estructura física del mismo. En estos arrecifes rocosos es evidente la presencia de *Eisenia arborea* y en menor grado *Macrocystis pyrifera*, cuya distribución está limitada a la porción norte de Bahía Asunción (Hernández-Carmona 1989; Guzmán del Proó *et al.* 1991; Casas-Valdez 2000; Casas-Valdez *et al.* 1996; Casas-Valdez *et al.* 2000; Ponce-Díaz *et al.* 2000). Otras especies de flora que dominan el paisaje son las algas coralinas articuladas y coralinas costrosas, que pueden llegar a cubrir grandes extensiones del sustrato inerte, sin embargo, en nuestros resultados no se observó que existiera una correlación positiva o negativa que fuera significativa entre la cobertura de los mantos con los demás componentes de la comunidad. Es reconocido que el componente biótico (flora y fauna) que recubre el sustrato inerte aportan adicionalmente dimensión al hábitat, proporcionando a su vez mayor superficie y microhábitat para otras especies, aumentando de esa manera la riqueza global (McArthur *et al.* 2010).

COMUNIDAD BENTÓNICA

Como parte de la comunidad bentónica, en este trabajo solo fueron consideradas las especies más conspicuas (por su talla) de flora e invertebrados, de las cuales se registraron 18 especies de flora y 36 de invertebrados (S=54), que fue menor a la reportada para Bahía Tortugas (BT), localidad ubicada al norte de Bahía Asunción (BA). En ese sitio se identificaron un total de 241 especies entre flora y fauna bentónicas. Cabe hacer notar que el tipo de muestreo y niveles de esfuerzo aplicado en cada estudio fueron diferentes, pero a pesar de ello, los autores observaron que 11 del total de las especies identificadas, son consideradas como características o dominantes de la comunidad, donde *Halictis fulgens*, *H.*

corrugata, *Megastraea undosa* y *Megatura crenulata*, son los grandes herbívoros del sistema, mientras *Macrocystis pyrifera*, *Eisenia arborea* y el complejo de algas coralinas articuladas *Bosiella-Corallina* y coralinas costrosas *Hydrolithon-Lithophyllum*, forman la base alimentaria y el sustrato biótico de esa comunidad (Guzman Del Prío *et al.* 1991; Hernández-Carmona 1989; Casas-Valdez *et al.* 2000; Ponce-Díaz *et al.* 2000). Dado que los arrecifes rocosos o bancos abuloneros de esta región se encuentran en áreas muy cercanas entre si y conforman el mismo ecosistema, las especies reportadas en el presente estudio confirman lo antes mencionado.

A partir del análisis de similitud entre sitios no se observó una separación clara de la zona norte con respecto a la del sur, pero si una separación entre años (2013-2014), donde fueron dos especies de algas Rhodophytas las que contribuyeron de manera significativa con esa diferencia, por ejemplo *Prionitis* sp., estuvo presente en seis de los ocho sitios en 2013 pero no se registró en 2014, mientras *Gracilaria textorii* se observó solo en 2014. Cabe hacer notar que de las Rhodophytas, las coralinas costrosas del genero *Hydrolithon* y *Lithophyllum*, junto con las articuladas del género *Bossiella* y *Corallina* fueron dominantes. Se ha reportado que las coralinas costrosas juegan un papel importante en el microhábitat de abulón, donde la presencia de juveniles muy pequeños (3 a 5 mm) en rocas cubiertas por estas algas ha sido resultado de una relación simbiótica, en la que los juveniles se mimetizan con la coloración de las algas costrosas beneficiándose, adquieren su alimento y las algas a su vez adquieren mayor acceso a la luz gracias a la acción herbívora del abulón (Shepherd & Turner 1985; Carreón-Palau *et al.* 2003).

Adicionalmente se menciona que sobre este sustrato calcáreo se fijan diatomeas bentónicas, las cuales forman parte de la dieta natural de los juveniles de abulón (Siqueiros-Beltrones *et al.* 2005). Con base en la importancia que tienen las algas rojas o Rhodophytas, se ha mencionado que constituyen el grupo mas diverso de

las macroalgas, donde las algas coralinas son estructuralmente mas complejas, así mismo se les considera indicadoras de comunidades maduras o estables (Guzman Del Prío *et al.* 1991; Mateo-Cid *et al.* 1993; Mateo-Cid & Mendoza-González 1994; García-Hernández 1998; Serviere-Zaragoza *et al.* 1998).

En el caso de la fauna, estuvo representada principalmente por los moluscos, con 14 especies, de las cuales 13 fueron gasterópodos. Dentro de este grupo dominaron especies de tallas pequeñas como *Tegula eiseni*, *T. aureotincta*, y *T. regina*. Estas especies junto con *Ocenebrina foveolata* (antes *Ocenebra foveolata*), no forman parte de una pesquería ni presentan importancia económica directa (Ortíz-Ordoñez *et al.* 2009; Vélez-Arellano *et al.* 2011), pero a pesar de su reducida biomasa, son los principales herbívoros que junto con *Haliotis* y *Megastrea* se benefician de la abundante carpeta de macrofitas disponibles (Guzman Del Prío *et al.* 1991; Serviere-Zaragoza *et al.* 1998; Carreón-Palau *et al.* 2003).

Aunque los diferentes bancos (sitios) comparados en este trabajo comparten especies entre sí, su presencia y distribución está determinada por los diferentes atributos del hábitat antes mencionados, así como otros factores ambientales como variaciones de temperatura del agua, eventos de surgencias, irradiancia (para las algas) por ejemplo, donde una combinación particular de dichos factores puede marcar diferencias importantes en la composición de las especies presentes en esa zona.

CORRESPONDENCIA ENTRE VARIABLES

Cambios anuales (1994-2013) entre densidad de especies

A partir de la densidad (n/m^2) de especies registradas a lo largo de una serie de tiempo (1994-2013), se pudo detectar correspondencia entre cambios anuales de mantos de *Macrocystis pyrifera* con abulón azul y amarillo (*Haliotis fulgens* y *H. corrugata*) e individuos de talla legal y menores a la legal de ambas especies. Una

correlación positiva alta, fue observada entre la macrofita y abulón amarillo, mientras que entre la macrofita y abulón azul fue de débil a moderada. Por polígono en VC-Re-Pu (P2) se observó la mejor correlación y nuevamente entre la macrofita con abulón amarillo. Estos resultados permiten confirmar que el aumento o disminución de la densidad de *M. pyrifera*, influye directamente sobre la densidad de abulón, donde *H. corrugata* fue la especie mas sensible, es decir que si existe una asociación positiva entre las macroalgas que co-habitan con *Haliotis* spp. Una posible explicación a dichas asociaciones es que *Macrocystis pyrifera* forma parte importante de la dieta de esos moluscos y por lo tanto los arrecifes rocosos donde ambas especies coexisten representan su hábitat preferencial (González-Avilés & Sheperd 1996; Serviere-Zaragoza *et al.* 1998).

Otras asociaciones que resultaron significativamente positivas, fueron las observadas entre abulón (*H. fulgens* y *H. corrugata*) con otros invertebrados como el caracol panocha (*Megastraea undosa*) y el pepino de mar (*Parastichopus parvimensis*) y con especies de flora como el alga roja *Gelidium robustum*, el alga café *Eisenia arborea* y el pasto marino *Phyllospadix torreyi*. Las asociaciones positivas observadas principalmente entre *Haliotis* spp. con *M. undosa* podrían explicarse con base en que ambas especies comparten el mismo hábitat beneficiándose de la abundante carpeta de macrofitas disponibles. Por otro lado también podría explicarse por que estas especies pudieran presentar fenómenos de sucesión poblacional, de sus diferentes ciclos reproductivos y tasas de crecimiento, así como por las relaciones presa-depredador en que están involucradas dentro de la comunidad, por lo cual no se sobreponen sus poblaciones. Mientras la asociación de estos moluscos con el alga roja (*G. robustum*) y el pasto marino (*P. torreyi*), puede deberse a que junto con las grandes laminariales, forman parte de su fuente potencial de alimento (González-Avilés & Sheperd 1996; Serviere-Zaragoza *et al.* 1998; Rodríguez-Valencia *et al.* 2002; Mazariegos-Villareal *et al.* 2012).

Se esperaba observar una asociación positiva entre la langosta roja (*Panulirus interruptus*) y el pasto (*P. torreyi*) o bien negativa entre *P. interruptus* – *M. undosa*. En el primer caso debido a que la zona de pastos marinos es una zona de crianza y alimentación para la langosta y en el segundo, por que *M. undosa* forma parte de su dieta (Díaz-Arredondo & Guzmán Del Prío 1995). Algunos autores mencionan que se ha observado continua presencia de *Phyllospadix torreyi* en contenidos estomacales de la langosta, que sugiere se alimenta de los epibiontes del pasto, que son un atrayente importante. Otro componente de la dieta de la langosta lo forman organismos pequeños de *Megastraea undosa*, que fueron abundantes en los estómagos analizados, descartando el cayo que se utiliza como carnada por la presencia de conchas de talla pequeña de dicha especie (Díaz-Arredondo & Guzmán Del Prío 1995; Butler *et al.* 2006).

También se esperaba observar una correlación negativa de moderada a fuerte entre la densidad de *M. pyrifera* con la de *E. arborea*, confirmando lo observado por Edwards & Carmona (2005), quienes a través de estimaciones de abundancia de ambas especies, en la misma área de Bahía Asunción y por un periodo de 5 años, demostraron una relación inversa entre estas dos especies, donde *E. arborea* dominó los arrecifes rocosos, sobre todo aquellos cercanos a Punta San Hipólito. Mencionan además que es probable *E. arborea* excluya a *M. pyrifera*, por un lado debido a la baja cantidad de hábitat disponible y por otro debido a las condiciones ambientales imperantes en la zona. Y añaden que el límite sur de distribución de *E. arborea* se ha reportado hasta Bahía Magdalena en B.C.S., lo que le confiere características fisiológicas que le permiten tolerar temperaturas mas cálidas que a *M. pyrifera*. Otra explicación adicional puede ser debido a que los arrecifes rocosos hacia Punta San Hipólito alternan parches rocosos con fondos arenosos donde *E. arborea* es la macrofitas dominante (Hernández-Carmona *et al.* 1989; Hernández-Carmona *et al.* 2001; Edwards & Hernández-Carmona 2005).

Clima

La temperatura ambiente es uno de los factores mas importantes para determinar la distribución y abundancia de los organismos. En la costa occidental de la península de B.C., los cambios de temperatura se asocian a eventos intra e interanuales que determinan una considerable magnitud de cambio, lo que implica que las especies presentes deben estar adaptadas a diferentes condiciones térmicas y en algunos casos al menos, a la variación de las mismas (Parrish *et al.* 1981; Lluch-Belda *et al.* 2000).

La temperatura es probablemente el factor más ampliamente medido y el más comúnmente usado como indicador de procesos oceánicos más complejos. Es uno de los mas importantes predictores temporales del clima a nivel mundial utilizados para brindar información acerca de su variación a lo largo del tiempo. Por ejemplo, a través de un enfoque multifactorial de los promedios mensuales de temperatura, se puede definir un ciclo anual de su variación (anomalías). En la biología de las poblaciones, la variable se utiliza para el pronóstico en el reclutamiento y/o captura de especies de interés comercial como las pesquerías (Hernández 2002). O bien, durante episodios de incremento de temperatura de manera anómala, que significa el aumento por arriba del promedio global (ej., durante eventos El Niño), el calentamiento rápido y excesivo del agua causa enfermedades y altas tasas de mortalidad en algunas especies, crecimiento lento y problemas en la reproducción entre otras afecciones (Edwards & Hernández-Carmona 2005; Lluch-Belda *et al.* 2000; Lluch-Belda *et al.* 2005; Lluch-Cota *et al.* 2010). Durante estos eventos, algunas poblaciones compensan estos efectos cambiando su distribución y/o patrones migratorios en los planos latitudinales y de profundidad, pero en otras poblaciones, la variabilidad climática puede afectar también de manera indirecta por cambios en la disponibilidad y composición del alimento, así como la presencia de competidores y depredadores (Steneck *et al.* 2002; Lluch-Belda *et al.* 2005; Lluch-Cota *et al.* 2010).

Acerca del efecto de la temperatura sobre postlarvas y juveniles de abulón se dice presentan límites de tolerancia a la temperatura entre los 23.5°C y 26°C (Leighton 1974) y que muestran tasas de crecimiento diferentes entre *H. corrugata* y *H. fulgens*, donde los mayores incrementos se alcanzan a los 24°C para *H. corrugata*, mientras que para *H. fulgens* se da entre los 27°C y 28°C. Eso indica que *H. fulgens* podría verse favorecido con incrementos de temperatura derivados de la influencia de eventos como El Niño no intensos y mientras tenga alimento adecuado disponible (Ponce-Díaz *et al.* 2003; Guzmán del Prío *et al.* 2013).

Desde el punto de vista de las capturas, estudios llevados a cabo sobre el rendimiento del stock de abulón (azul y amarillo) a lo largo de la península de B.C., observaron que durante regímenes cálidos el rendimiento de *H. corrugata* fue bajo, mientras que el de *H. fulgens* mostró poca variación en su rendimiento respecto a la variabilidad climática (Keyl 2004). Particularmente en Isla Natividad B.C., otros autores observaron una correlación positiva directa entre las capturas de abulón y las anomalías termales de esa área, con 8 años de retraso, que interpretan como el tiempo que tardan los adultos para reclutarse a la pesquería. Con base en sus resultados, sugieren que El Niño tiene un efecto positivo sobre el reclutamiento del abulón a la pesquería, pero las anomalías positivas durante un fuerte El Niño pueden tener el efecto contrario (Shepherd *et al.* 1998; Morales-Bojórquez *et al.* 2008).

En el caso de *M. pyrifera*, posterior a dichos eventos se ha observado que la macrofita pueden tardar hasta dos años para alcanzar su densidad original, o aún más tiempo cuando las temperaturas elevadas son sostenidas y no dispone de suficiente nitrógeno en sus tejidos (Hernández-Carmona 1989; Hernández-Carmona *et al.* 2001; Edwards & Carmona 2005). De manera colateral, su disminución y posible desaparición, puede llegar a afectar la disponibilidad de alimento para muchas otras especies, afectando el crecimiento, sus funciones fisiológicas y posteriormente disminución a sus poblaciones (Tegner & Dayton *et*

al. 1998; Steneck *et al.* 2002, Guzmán-del Prío *et al.* 2003, Ponce-Díaz *et al.* 2003; Serviere-Zaragoza *et al.* 2003).

De los resultados observados, a pesar de la débil correspondencia entre la TSM y *E. arborea* ($r = -0.36$, $p \geq 0.1$) cuando se registraron anomalías positivas (+2 °C) de temperatura, fue evidente como su densidad alcanzó el nivel más alto, aunque con retraso, mientras *M. pyrifera* registró la densidad mas baja junto con abulón azul y amarillo. Con mayor correlación fue observada la respuesta de las especies antes mencionadas, durante las fases cálidas representadas por las anomalías positivas del MEI y el PDO. El patrón climático PDO, es un modo de variabilidad decadal de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Pacífico norte extratropical y está tipificado con fases positivas y negativas que corresponden con periodos cálidos y fríos respectivamente (Mantua *et al.* 1997; Mantua *et al.* 2002). Durante las fases cálidas del PDO, se dice existe una correspondencia con un mayor número de eventos El Niño, mientras que la condición fría de este índice corresponden con eventos interanuales del fenómeno La Niña (Miller *et al.* 2007).

Las anomalías positivas (fase cálida) del MEI y PDO durante el evento El Niño 1997-98 coincidieron con las anomalías positivas mas altas de TSM (cercasas a +2) y anomalías positivas del índice de surgencias (intensidad de la afloración de agua inducida por el viento), que en conjunto permitieron identificar la densidad de aquellas especies que fueron afectadas o favorecidas. Frente a la costa de B.C., durante El Niño (1997-98), se ha mencionado que se registraron anomalías positivas de Cl_a durante e inmediatamente después de El Niño 1997-98, a pesar de haberse tenido condiciones positivas del índice de surgencias (Espinosa-Carreón *et al.* 2004). Dicho comportamiento es consistente con altos índices de surgencias estimados durante eventos El Niño, sin cambio considerable en el crecimiento de fitoplancton ya que la nutriclina se hace mas profunda y mantiene a las concentraciones altas de nutrientes inorgánicos disueltos por debajo de la zona eufótica (Gaxiola-Castro *et al.* 2010; Arrollo-Loranca *et al.* 2015). Existe la idea

generalizada de que el aumento de la actividad de surgencias en la Corriente de California tiene una correlación positiva con incrementos de clorofila *a*, producción primaria y producción secundaria (Kahru *et al.* 2009). Y la respuesta biológica que generan los cambios físicos se extiende de los productores primarios a los consumidores secundarios desde el zooplancton hasta la macrofauna (McGowan *et al.* 1996; MacCall 1996; Salvadeo *et al.* 2011).

Posterior a El Niño 1997-98, la densidad de *H. fulgens*, *E. arborea* y *Megastraea undosa* mostraron un aumento que puede apreciarse durante una fase fría del MEI y el PDO, una posible explicación puede deberse a que estas especies pudieron haberse visto favorecidas por el ingreso de agua fría y los eventos de surgencias detectados frente a la costa y reportados por Millán-Nuñez (2010). El mismo autor menciona que los eventos de surgencias fueron mas fuertes de lo normal, con aumento sustantivo de biomasa fitoplanctonica, así mismo que durante el invierno de 2001-2002 se mantuvo la presencia por cuatro años consecutivos de un evento La Niña que inició en 1999, esto concuerda con el inicio de una fase fría en el PDO, las anomalías negativas de TSM observados en este trabajo y que se extendieron hasta 2002. Algunos autores confirman que el inicio de 2002 fue anómalamente frío en la CC, con intensos afloramientos desde Oregon, E.U., y hasta el sur de B.C., procesos que pudieron estar relacionados con bajas temperaturas superficiales asociados a las continuas condiciones La Niña 1998-1999 y otros procesos que originaron la fase fría del PDO entre 1999-2002 (Gaxiola-Castro *et al.* 2010).

Posteriormente entre 2002-2006 aparece otra fase cálida (anomalías positivas) del MEI y el PDO, donde la densidad de las especies (flora y fauna) fluctúa de forma poco definida, en algunos casos entre anomalías negativas y positivas cercanas al promedio. Entre esos años tanto las anomalías de TSM como las del índice de surgencias fluctuaron entre valores negativos y positivos de un año para el siguiente. Confirmando lo antes mencionado, al sur de la Corriente de California

frente a la costa de B.C., se registraron anomalías positivas de TSM a partir de 2003 y al menos hasta 2006 (Durazo *et al.* 2005), también la concentración media de Cl_a en la columna de agua, disminuyó como resultado del arribo de El Niño moderado en 2003 y posteriormente de 2003 a 2005 (Gaxiola-Castro *et al.* 2008; Durazo *et al.* 2005; Durazo 2009).

Después a inicios de 2006 la densidad de *M. pyrifera* comenzó a aumentar hasta alcanza su nivel más alto (+2 anomalías) en 2008. Y posterior a ese año, como la densidad de varias especies registraron declinaciones marcadas, sobre todo *M. pyrifera* y *E. arborea*, con anomalías negativas por debajo de -2. Una posible explicación de las bajas densidades registradas para ambas especies se deba a que durante El Niño 2009-2010 (Barnard *et al.* 2011; Cavanaugh *et al.* 2011) el oleaje durante el invierno de 2009 fue anómalamente similar al último El Niño 1997-1998, se menciona que la fuerza del oleaje pudo haber causado el desprendimiento de gran cantidad de esas macrofitas, incluyendo las coralinas foliosas. Estos eventos fueron registrados a lo largo de la costa de California E.U., pero su influencia puede haberse extendido hasta el norte de Baja California Sur. En otros estudios se menciona que la mortalidad causada por tormentas ocurridas durante El Niño 1997-98 fue directa e inmediata, pero también la falta de nutrientes afectó su crecimiento, reproducción y retraso en su recuperación (Cavanaugh *et al.* 2011).

No obstante la baja sincronía observada entre las series de tiempo de densidad de especies con respecto a los índices climáticos, al compararlas denotan una relación inversa en algunos segmentos, en parte podría explicarse por la alta variabilidad climática ocurrida durante los años analizados y por otro al posible efecto de la pesquería que no fue evaluada en este trabajo.

CONCLUSIONES

El número y tamaño de oquedades, la dimensión de las rocas, la variedad y tipos de sustrato y la heterogeneidad del hábitat fueron variables que caracterizaron la complejidad estructural del hábitat. Sobre esta base se observó que los arrecifes rocosos ubicados al norte de Bahía Asunción mostraron ser estructuralmente más complejos que aquellos sitios ubicados al sur en Punta San Hipólito.

La estructura de la comunidad bentónica de arrecifes rocosos del área de estudio, medida en términos de los atributos de la comunidad, depende de la combinación de más de una variable estructural o ambiental. Con base en esto, a una escala local se concluye que la estructura de la comunidad bentónica es afectada significativamente por las características físicas del hábitat.

La baja asociación observada entre la complejidad del hábitat con la riqueza y diversidad de especies debe estar influenciada por más de un factor ambiental que debe ser considerado, no obstante, las condiciones óptimas del hábitat para el desarrollo de las especies bentónicas más abundantes no necesariamente correspondieron con la mayor complejidad del mismo, pero si mostraron asociación o correspondencia con algunos de sus atributos.

No se observó asociación positiva entre *M. pyrifera* con algún componente de la comunidad a corto plazo, mientras a partir de la serie de casi 20 años permitieron confirmar que el aumento o disminución de la densidad de *M. pyrifera*, influyó directamente sobre la densidad de especies como *Haliotis* spp. y *P. parvimensis*.

La densidad de especies mostraron ser sensibles a la presencia anómala de aguas tropicales debido a la influencia del evento El Niño (1997-98) desarrollado en la zona ecuatorial causaron fuerte disminución en la densidad de *Macrocystis pyrifera* y de *Haliotis corrugata*, mientras la densidad de *Eisenia arborea*, *H. fulgens* y *Megastraea undosa* respondieron positivamente.

Densidades altas de *Haliotis fulgens*, *H. corrugata*, *Parastichopus parvimensis* y *Macrocystis pyrifera* coincidieron con picos máximos de las anomalías positivas del índice de surgencias.

La heterogeneidad del hábitat, la riqueza y diversidad de especies, el indicador de heterogeneidad, la cobertura de mantos de *M. pyrifera* y la abundancia de especies de interés comercial, presentaron un gradiente de mayor complejidad en los bancos abuloneros al norte de Bahía Asunción, que disminuyó hacia los del sur en Punta San Hipólito.

LITERATURA CITADA

- Abbott I. A. & Hollenberg G.J. 1976. *Marine Algae of California*. Stanford University Press. Cal. USA. 824 pp.
- Almany G.R. 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*. 141:105-113
- Almany G.R. 2004a. Does increased habitat complexity reduce predator and competition in coral reef fish assemblages? *OIKOS*. 106: 275-284
- Arkema K.K., Reed D.C. & Schroeter S.C. 2009. Direct and indirect effects of giant kelp determine benthic community structure and dynamics. *Ecology*. 90(11): 3126-3137
- Arreguín-Sánchez F. 2000. Modelación de flujos de biomasa en centros de actividad biológica. Pp. 13-28. En: Lluch-Belda D., Elorduy-Garay J., Lluch-Cota S.E. & Ponce-Díaz G. (eds.) BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano, 367 pp.
- Arroyo-Loranca R.G., Álvarez-Borrego S., Ortiz-Figueroa M. & Calderón-Aguilera L.E. 2015. Spatial and temporal variation of satellite-derived phytoplankton biomass and production in the California Current System off Punta Eugenia, during 1997-2012. *Hidrobiológica* 25 (3): 321-334

- Arteaga-Ríos L.D., Carrillo-Laguna J., Belmar-Pérez J. & Guzmán-del Proó S.A. 2007. Post-larval settlement of California spiny lobster *Panulirus interruptus* in Bahía Tortugas, Baja California and its relationship to the commercial catch. *Fisheries Research*. 88:51-55
- Barnard P.L., Allan J., Hansen J.E., Kaminsky G.M., Ruggiero P. & Doria A. 2011. The impact of the 2009-10 El Niño Modoki on U.S. west coast beaches. *Geophysical Research Letters*. 38: L13604
DOI: 10.1029/2011GL047707
- Beck M.W. 1997. A test of the generality of the effects of shelter bottlenecks in four stone crab populations. *Ecology*. 78(8): 2487-2503
- Beck M.W. 1998. Comparison of the measurement and effects of habitat structure on gastropods in rocky intertidal and mangrove habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169: 165–178
- Bell S.S. & Hicks G.R.F. 1991. Marine landscapes and faunal recruitment: a field test with seagrasses and copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 73: 61-68
- Bernal P.A. 1979. Large-scale biological events in the California Current. *CalCOFI Rep.* Vol. XX. 89-101
- Bertness M.D., Gaines S.D. & Yeh S.M. 1998. Making mountains out of barnacles: the dynamics of acorn barnacle hummocking. *Ecology*. 79, 1382–1394
- Bertsch H. & Aguilar-Rosas L.E. 2016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Guía de Campo, Usos por los Indígenas y Ética de Conservación. *Instituto de Investigaciones Oceanográficas*. UABC. México. 432 pp.
- Boix L.R., Vidal C.A., Lozano A.V. & Sánchez-Díaz J. 2010. Sistema de indicadores para evaluar la calidad ambiental y la desertificación en la comunidad valenciana. *Investigacione Geográficas*. (50):5-18
- Bograd S.J. & R.J. Lynn. 2003. Lon-term variability in the Southern California Current System. *Deep-Sea Reserach*. II (50): 2355-2370
- Bograd S.J., Sydeman W.J., Barlow J., Booth A., Brodeur R.D., Calambokidis J., Chavez F., Crawford W.R., Di Lorenzo E., Durazo R., Emmett R., Field J., Gaxiola-Castro G., Gilly W., Goericke R., Hildebrand J., Irvine J.E., Kahru M.,

- Koslow J.A., Lavaniegos B., Lowry M., Mackas D.L., Manzano-Sarabia M., McKinnell S.M., Mitchell B.G., Munger L., Perry R.I., Peterson W.T., Ralston S., Schweigert J., Suntsov A., Tanasichuk R., Thomas A.C. & Whitney F. 2010. Status and trends of the California Current region, 2003-2008. Pp. 106-141. *In*: McKinnell S.M. & Dagg M.J. (eds.). Marine Ecosystems of the North Pacific Ocean, 2003-2008. PICES Special Publication 4: 393p.
- Brower J.E. & Zar J.H. 1984. Field and laboratory methods for general ecology. Brown, Dubuque, Iowa. 194 pp.
- Burlakova L.E., Karatayev A.Y. & Karatayev V.A. 2011. Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. *Hydrobiologia*. doi:10.1007/s10750-011-0791-4.
- Butler M.J., Steneck R.S. & Herrnkind W.F. 2006. Juvenile and adult ecology. Ch. 8. Pp. 263-309. *In*: Phillips B.F. (ed.). Lobster biology, management, aquaculture and fisheries. Blackwell Scientific Press. Oxford, United Kingdom.
- Butman C.A., Frechette M., Geyer W.R. & Starczak V.R. 1994. Flume experiments on food supply to the blue mussel *Mytilus edulis* L. as a function of boundary-layer flow. *Limnol. Oceanogr.* 39, 1755–1768
- Carreón-Palau L., Guzmán del Proó S.A., Belmar-Pérez J., Carrillo-Laguna J. & Herrera-Fragoso R. 2003. Microhábitat y biota asociada de juveniles de abulón *Haliotis fulgens* y *H. corrugata* en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 29(003): 325-341
- Casas-Valdez M.M. 2000. Flora ficológica del BAC de Punta Eugenia. Pp. 157-164. *En*: Lluch-Belda D., Elorduy-Garay J., Lluch-Cota S.E. y Ponce-Díaz (eds.). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. México. 367 p.
- Casas-Valdez M.M. & Fajardo-León C. 1990. Análisis preliminar de la explotación de *Gelidium robustum* (Gardner) Holleberg y Abbot en Baja California Sur, México. *Inv. Mar. CICIMAR*. 5 (1): 83-86
- Casas-Valdez M., Ponce-Díaz G., Hernández-Llamas A., González Ojeda M.A., Galván-Magaña F., Guzmán-Vizcarra E., Hernández S., Vélez-Barajas A. &

- Sui-Qui A. 1996. Recursos pesqueros y acuícolas de Baja California Sur: Estado Actual y Perspectivas de aprovechamiento y desarrollo. Pp. 1-15. *En:* Casas-Valdez & Ponce-Díaz G. (eds.). Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. SEMARNAT, Gobierno del estado de Baja California Sur, FAO, UABCS, CIBNOR, CICIMAR, Instituto Nacional de la Pesca y CETMAR, 611 p.
- Casas-Valdez M., Núñez-López R.A., Cruz-Ayala M.B., Sánchez-Rodríguez R., Vázquez-Borja R. & Lopez G.E. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur: A synthesis of the literature. 273-282. *En:* M. Munawar, S.G. Lawrence, I.F. Munawar & Malley D. (Eds.) Aquatic Ecosystems of México: Status and Scope. *Ecovision World Monograph Series*, 435 pp.
- Castañeda Fernández de Lara V. 2005. Caracterización del hábitat de juveniles de la langosta roja *Panulirus interruptus* (Randall, 1839) en dos sitios ubicados en su zona de mayor abundancia en Baja California Sur, México. *Tesis de Doctorado* en uso, manejo y preservación de los recursos naturales. CIB del noroeste, S.C., La Paz B.C.S. México. 131p.
- Castañeda-Fernández-de-Lara V., Serviere-Zaragoza E., Hernández-Vázquez S. & Butler IV M.J. 2005. Feeding ecology of juvenile spiny lobster, *Panulirus interruptus*, on the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 39:2, 425-435
[http:// dx.doi.org/10.1080/ 00288330.2005.9517322](http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2005.9517322)
- Castro R. & Martinez J.A. 2010. Variabilidad espacial y temporal del campo de viento. Pp. 129-148. *En:* Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2017 diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. INE-SEMARNA, CISESE, UABC. 504 pp.
- Cavanaugh K.C., Siegel D.A., Reed D.C. & Dennison P.E. 2011. Environmental controls of giant-kelp biomass in the Santa Barbara Channel, California. 429: 1-17

- Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K. & Shen T.J. 2005. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. Pp. 85-96. *In*: Halffter G., J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.). Sobre Diversidad Biológica: el significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. 2005. m3m-Monografías 3er Milenio, vol.4 SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza. IV. 242 p.
- Chávez E.A. & Gorostieta M. 2010. Bioeconomic assesment of the red spiny lobster fishery of Baja California, México. *CalCOFI Rep.* 51: 153-161
- Chávez-Hidalgo A. & Chávez E.A. 2016. The California lobster fishery and climate in the kelp bed ecosystem. *Rev. Biol. Mar. Oce.* 51(3): 629-641
DOI 10.4067/S0718-19572016000300014
- Clark K.R. & Warwick R.M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184: 21-29
- Clark K.R. & Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth. 155 pp
- Clark R.P., Edwards M.S. & Foster M.S. 2004. Effects of shade from multiple kelp canopies on an understory algal assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 267:107-119
- Cochran W.G. 1946. Relative accuracy of systematic and stratified random samples for a certain class of populations. *Ann. Math. Statist.* 17:164-177
- Commito J.A., Currier C.A., Kane L.R., Reinsel K.A. & Ulm I.M. 1995a. Dispersal dynamics of the bivalve *Gemma gemma* in a patchy environment. *Ecol. Monogr.* 65, 1–20
- Commito J.A., Thrush S.A., Pridmore R.D., Hewitt J.E. & Cummings V.J. 1995b. Dispersal dynamics in a wind-driven benthic system. *Limnol. Oceanogr.* 40, 1513–1518

- Commito J.A. & Rusignuolo B.R. 2000. Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 255:133-152
- Connell S.D. 2003. The monopolization of understory habitat by subtidal encrusting coralline algae: a test of the combined effects of canopy-mediated light and sedimentation. *Marine Biology*. 142:1065-1071
- Croux C. & Dehon C. 2010. Influence functions of Spearman and Kendall correlation measures. *Stat Methods Appl*. 19: 497-515
DOI 10.1007/s10260-010-0142-z
- Dayton P.K. & Tegner M.J. 1984. Catastrophic storms, El Niño, and patch stability in a southern California kelp community. *Science*. 224(4646): 283-285
- Díaz-Arredondo M.A. & Guzmán del Proó S.A. 1995. Hábitos alimentarios de la langosta roja (*Panulirus interruptus* RANDALL, 1840) en Bahía Tortugas, Baja California Sur. *Ciencias Marinas*. 21(4): 439-462
- Dittmann S. 1990. Mussel beds amensalism or amelioration for intertidal fauna? *Helgolander Meeresunters*. 44, 335–352
- DOF. 1993. Norma Oficial Mexicana 005-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de las poblaciones de las distintas especies de abulón en aguas de jurisdicción federal de la Península de Baja California. *Diario Oficial de la Federación* publicado el 21 de Diciembre de 1993.
- Dolmer, P. 1998. The interactions between bed structure of *Mytilus edulis* L. and the predator *Asterias rubens* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 228, 137–150.
- Duggins D.O., Simenstad C.A. & Estes J.A. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. *Science, New Series*, 245 (4914):170-173
- Duggins D.O., Eckman J.E. & Sewell A.T. 1990. Ecology of understory kelp environments. II. Effects of kelp on recruitment of benthic invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 143: 27-45
[http://doi.org/10.1016/0022-0981\(90\)90109-P](http://doi.org/10.1016/0022-0981(90)90109-P)

- Durazo R. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, Mexico: 1997-2008. *Progress in Oceanography*. 83: 361-368
DOI:10.1016/j.pocean.2009.07.043
- Durazo R., Ramírez-Manguilar A.M., Miranda L.E. & Soto-Mardones L.A. 2010. Climatología de variables hidrográficas. Pp. 25-57. *En: Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2017 diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California*. INE-SEMARNA, CISESE, UABC. 504 pp.
- Edwards M.S. & Hernández-Carmona G. 2005. Delayed recovery of giant kelp near its southern range limit in the North Pacific following El Niño. *Marine Biology*. 147: 273-279
DOI 10.1007/s00227-004-1548-7
- Edwards M.S. & Estes J.A. 2006. Catastrophe, recovery and range limitation in NE Pacific kelp forest: a large-scale perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 320: 79-87
- Erlandsson J.M., Kostylev V. & Williams G.A. 1999. A field technique for estimating the influence of surface complexity on movement tortuosity in the tropical limpet *Cellana grata* Gould. *Ophelia*. 50, 215–224
- Erlandsson J.M., Rick T.C., Estes J.A., Graham M.H., Braje T.J. & Vellanoweth R.L. 2005. Sea otters, shellfish and humans: 10,000 years of ecological interaction on San Miguel Island, California. *Proceedings of the California Islands Symposium*. 6: 56-68
- Ferreira C.E.L., Goncalves J.E.A. & Coutinho R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*. 61: 353-369
- Field J.G., Clarke K.R. & Warwick R.M. 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*. 8:37-52
- Fleeger J.W., Yund P.O. & Sun B. 1995. Active and passive processes associated with initial settlement and post-settlement dispersal of suspended meiobenthic copepods. *J. Mar. Res.* 53, 609–645

- Fowler-Walker M.J. & Conell S.D. 2007. Habitat heterogeneity as a consequence of substratum-orientation and kelp-canopy: Relating interdependent responses to common patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 343: 127-137
- Garshelis D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pp. 111-164. *In*: Boitani L. and T.K. Fuller (eds). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York.
- Gee J.M. & Warwick R.M. 1994a. Metazoan community structure in relation to fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103, 141–150
- Gee J.M. & Warwick R.M. 1994b. Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimensions of macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 178, 247–259
- Graham M.H., Vásquez J.A. & Buschmann A.H. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*. 45: 39-88
- Green M.O., Hewitt J.E. & Thrush S.F. 1998. Seabed drag coefficient over natural beds of horse mussels (*Atrina zelandica*). *J. Mar. Res.* 56, 613–637
- Grigg R.W. 1994. Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fish in Hawaii. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103:25-34
- Gonzalez-Aviles J.G. & Sheperd S.A. 1996. Growth and survival of the blue abalone *Haliotis fulgens* in barrels at Cedro Island, Baja California, with a review of abalone barrel culture. *Aquaculture*. 140: 169-176
- Guiry M.D. & Guiry G.M. 2017. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.
<http://www.algaebase.org>
- Guzmán del Proó S.A. 1994. Biología, ecología y dinámica poblacional de Abulón (*Haliotis* spp.) en Baja California. *Tesis de Doctorado*. ENCB-IPN. México. 189 pp.

- Guzmán del Proó S.A., Mille-Pagaza S., Guadarrama-Granados R., De la Campa-
de Guzmán S., Carrillo-Laguna J., Pereira-Corona A., Belmar-Pérez J., Parra-
Alcocer M.J. & Luque-Guerrero A.C. 1991. La comunidad bentónica de los
bancos de abulón (*Haliotis* spp. mollusca: gastropoda) en Bahía Tortugas,
Baja California Sur, México. *An. Esc. Nac. Cienc. biol., Mex.* 36: 27-59
- Guzmán del Proó S.A., Carreón-Palau L., Belmar-Pérez J., Carrillo-Laguna J. &
Herrera-Fragosos R. 2003. Effects of the 'El Niño' event on the recruitment of
benthic invertebrates in Bahía Tortugas, Baja California Sur. *Geofísica
Internacional.* 42(3): 429-438.
- Guzmán del Proó S.A., Carrillo-Laguna J., Belmar-Pérez J., Muciño-Díaz M. &
Sierra-Rodríguez P. 2013. Time series of juvenile and adult green abalone
(*Haliotis fulgens*) in Bahía Tortugas México: its potential application as a
forecast of future stock abundance. *Journal of Shellfish Research.* 32(1): 217-
221
<http://dx.doi.org/10.2983/035.032.0128>
- Guzmán del Proó S.A. & Borges-Souza J.M. 2016. Distribución espacial de abulón
(*Haliotis fulgens* y *H. corrugata*) y su variación en el tiempo; implicaciones para
su manejo. *Oceánides.* 31(2): 35-44
- Hansen J.P., Sagerman J. & Wikström S.A. 2010. Effects of plant morphology on
small-scale distribution of invertebrates. *Mar. Biol.* 157:2143-2155
- Hartney K.B. & Grorud K.A. 2002. The effect of sea urchins as biogenic structures
on the local abundance of a temperate reef fish. *Oecologia* 131:506-513
- Hernández B. 2002. Variabilidad interanual de las anomalías de la temperatura
superficial del mar en aguas cubanas y su relación con eventos El Niño-
Oscilación del Sur (ENOS). *Invest. Mar. Valparaíso.* 30(2):21- 31
- Hernández-Carmona G., Rodríguez-Montesinos Y.E., Torres-Villegas J.R.,
Sánchez-Rodríguez I. & Vilchis M.A. 1989. Evaluación de los mantos de
Macrocystis pyrifera (Phaeophyta, Laminariales) en Baja California, México. I.
Invierno 1985-1986. *Ciencias Marinas.* 15(2): 1-27

- Hernández-Carmona G., Robledo D. & Serviere-Zaragoza E. 2001. Effect of nutrient availability on *Macrocystis pyrifera* recruitment and survival near its southern limit off Baja California. *Botanica Marina*. 44: 221-229.
- Hernández-Rivas M.E., Jiménez-Rosenberg S.P., Funes-Rodríguez & Saldierna-Martínez R.J. 2000. El Centro de Actividad Biológica de la Bahía de Sebastián Vizcaíno, una primera aproximación. Pp. 65-85. *En*: Lluch-Belda D., Elorduy-Garay J., Lluch-Cota S.E. y Ponce-Díaz (eds.). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones del Noroeste, S.C. México. 367 p.
- Hickey B.M. 1998. Coastal oceanography of western North America from the tip of Baja to Vancouver Island pp. 345-393. *In*: Robinson A.R. & Brink K.H. (eds.). *The Sea: The Global Coastal Ocean: Regional Studies and Syntheses*, vol. 11. Wiley, New York, U.S.
- Hills J.M., Thomason J.C. & Muhl J. 1999. Settlement of barnacle larvae is governed by Euclidean and not fractal surface characteristics. *Funct. Ecol.* 13, 868–875
- Hixon, M.A. 1991. Predation as a process structuring coral reef fish communities. *In*: Sale P.F. (Ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego. 475 - 508 pp.
- Hixon M.A. & Beets J.P. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull. Mar. Sc.* 44(2): 666-680
- Integrated Taxonomic Information System (ITIS). <http://www.itis.gov>
- Jongman R.H., ter Braak C.J.F. & van Tongeren O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen. 299 p.
- Kahru M. & Mitchell B.G. 2008. Ocean color reveals increased blooms in various parts of the world. *Eos Trans. AGU*. 89(18): 170
- Kahru M., Kudela R., Manzano-Sarabia M. & Mitchell B.G. 2009. Trends in primary production in the California Current detected with satellite data. *Journal of Geophysical Research*. 114: 1-7

- Kaufman L. & Rousseeuw P.J. 2005. Finding groups in data. An introduction to cluster analysis. Wiley-Interscience. New Jersey. 342 p.
- Ke X, Collins M.B. & Poulos S.E. 1994. Velocity structure and sea bed roughness associated with intertidal (sand and mud) flats and saltmarshes of the Wash. UK J. *Coastal Res.* 0, 702–715
- Kellison G.T. & Sedberry G.R. 1998. The effects of artificial reef vertical profile and hole diameter on fishes off South Carolina. *Bull. Mar. Sc.* 62(3): 763-780
- Kerstitch A. & Bertsch H. 2007. Sea of Cortez Marine Invertebrates: a guide for the Pacific coast, Mexico to Peru. Sea Challengers. 2nd edition. California, U.S.A. 124 pp.
- Keyl F. 2004. Evaluación y manejo del recurso marino *Haliotis* (abulón) en la península de Baja California; Mex., mediante un modelo pesquero-climático. *Master thesis*, Universidad de Costa Rica, San José. 121 pp.
- Kohler K.E. & Gill S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extention (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences.* 32(9): 1259-1269
- Kostylev V., Erlandsson J., Johanneson K. 1997. Microdistribution of the polymorphic snail *Littorina saxatilis* (Olivi) in a patchy rocky shore habitat. *Ophelia.* 47, 1–12
- Kostylev V.E., Todd B.J., Fader G.B.J., Courtney R.C., Cameron G.D.M. & Pickrill R.A. 2001. Benthic habitat mapping on the Scotian Shelf based on multibeam bathymetry, surficial geology and sea floor photographs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 219(2001): 121-137
- Kovalenko K.E., Thomaz S.M. & Warfe D.M. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia.* 685:1-17
- Ladah L.B., Zertuche-González J.A. & Hernández-Carmona G. 1999. Giant kelp (*Macrocystis pyrifera*, Phaeophyceae) recruitment near its southern limit in Baja California after mass disappearance during ENSO 1987-1989. *J. Phycol.* 35: 1106-1112

- Landgrebe D. & Biehl L. 2011. An introduction & reference for MultiSpec Ver.9.2011. Purdue University. Indiana, USA. 189 pp.
<https://engineering.purdue.edu/~biehl/MultiSpec/>
- Lapointe L. & Bourget, E. 1999. Influence of substratum heterogeneity scales and complexity on a temperate epibenthic marine community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 189, 159–170
- Lawson G.L., Kramer D.L. & Hunte W. 1999. Size-related habitat use and schooling behavior in two species of surgeonfish (*Acanthurus bahianus* and *A. coeruleus*) on a fringing reef in Barbados, West Indies. *Environ. Biol. Fish.* 54:19-33
- Legendre P. & Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 853 p.
- Leighton D.L. 1974. The influence of temperature on larval and juvenile growth in three species of southern California abalones. *Fishery Bulletin.* 72(4): 1137-1145
- Lenihan H.S. 1999. Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecol. Monogr.* 69, 251–276
- Leonard G.H., Levine J.M., Schmidt P.R. & Bertness M.D. 1998. Flow-driven variation in intertidal community structure in a Maine estuary. *Ecology.* 79, 1395–1411
- Leonard G.H., Bertness M.D. & Yund P.O. 1999. Crab predation, waterborne cues, and inducible defenses in the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Ecology.* 80, 1–14
- Lozano C.P. 2003. Aplicación de la correlación de columna de agua en una imagen LANDSAT ETM para identificación de fondos marinos en un segmento de la costa entre los estados de Río Grande do Norte y Ceará, Brasil. Monografía para el curso internacional de sensoramiento remoto y sistemas de información geográfica. INPE. 63 pp.
- Luckhurst B.E. & Luckhurst K. 1978. Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49:317-323
- Ludwig J.A. & J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. A primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York. 337 p.

- Lynn R.J. & Simpson J.J. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research*. 92(12):12947-12966
- Lluch-Belda D. 2000. Centros de Actividad Biológica en la costa occidental de Baja California. Pp. 49-64. *En*: Lluch-Belda D., Elorduy-Garay J., Lluch-Cota S.E. y Ponce-Díaz (eds.). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. México. 367 p.
- Lluch-Belda D., Hernández-Rivas M.E., Saldierna-Martínez R. & Guerrero-Caballero R. 2000. Variabilidad de la temperatura superficial del mar en Bahía Magdalena B.C.S. *Oceánides*. 15(1): 1-23
- Lluch-Belda D., Lluch-Cota D.B. & Lluch-Cota S.E. 2005. Changes in marine faunal distribution and ENSO events in the California Current. *Fisheries Oceanography*. 14: 6, 458-467
- Lluch-Cota D.B. & Lluch-Cota S.E. 2010. Efectos ambientales sobre la pesquería del abulón en la península de Baja California. Pp. 505-517. *En*: Rivera-Arriaga E., Azuz-Adeth I., Apuche-Gual L. & Villalobos-Zapata G.J. (eds.). Cambio climático en México: un enfoque costero y marino. Universidad Autónoma de Campeche CETYS-Universidad. Gobierno del Estado de Campeche. 944 p.
- MacCall A.D. 1996. Patterns of low-frequency variability in fish populations of the California Current. *Calif. Coop. Oceanic. Fish. Invest. Rep.* 37:100-110
- Magurran A. E. 1988. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford. 179 p.
- Mantua N.J. 2002. Pacific-Decadal Oscillation (PDO). *In*: MacCracken M.C. & Perry J.S. (eds.). Vol. 1. The Earth system: physical and chemical dimensions of global environmental change. 592-594 pp. Encyclopedia of Global Environmental Change.
- Mantua N.J., Hare S.R., Zhang Y., Wallace J.M. & Francis R.C. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 78(6): 1069-1079

- Martinez-Ortega R.M., Tuya-Pendás L.C., Martinez-Ortega M., Pérez-Abreu A. & Cánovas A.M. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista habanera de Ciencias Médicas*. 8(2): 1-20
- Mateo-Cid L.E., Casas-Valdez M.M., Rodriguez-Montesinos Y.E. & Sánchez-Rodríguez I. 1993. Estudio florístico de las algas bentónicas de bahía Concepción, B.C.S., México. *Ciencias Marinas*. 19(1): 41-60
- Mateo-Cid L.E. & Mendoza-González A.C. 1994. Estudio florístico de las algas bentónicas de Bahía Asunción B.C.S., México. *Ciencias Marinas*. 20(1): 41-64
- Matias M.G., Underwood A.J. & Coleman R.A. 2007. Interactions of components of habitats alter composition and variability of assemblages. *Journal of Animal Ecology*. 76: 986-994
- Mazariegos-Villareal A., Casas-Valdez M., Siqueiros-Beltrones D.A., Piñon-Gimate A. & Serviere-Zaragoza E. 2012. Change in natural diet of green abalone *Haliotis fulgens* during the 1997 to 1998 El Niño event in Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shellfish Research*. 31(3): 795-800
- McBride S.C. 1998. Current status of abalone aquaculture in the Californias. *Journal of Shellfish Research*. 17(3): 593-600
- McClatchie S. 2014. Regional Fisheries Oceanography of the California Current System: The CalCOFI program. NOAA Fisheries Service. La Jolla, CA. USA. Springer. 235 pp.
DOI.10.1007/978-94.007-7223-6_2
- McCoy E.D. & Bell S.S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. Pp. 3-27. *In*: Bell S.S., McCoy E.D. & Mushinsky H.R. (eds). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London.
- McGowan, J.A., D.B. Chelton & A. Conversi. 1996. Plankton patterns, climate, and change in the California Current. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.* 37: 45-68.
- Miller A.J., Alexander M.A., Boer G.J., Chai F., Denman K., Erickson III D.J., Frouin R., Gabric A.J., Laws E.A., Lewis M.R., Liu Z., Murtugudde R., Nakamoto S.,

- Neilson D.J., Norris J.R., Ohlmann J.C., Perry R.I., Schneider N., Shell K.M. & Timmermann A. 2002. Potential feedbacks between Pacific Ocean ecosystems and interdecadal climate variations. *American Meteorological Society*. 84(5): 617-633
- Mitchell S. A. 2005. How useful is the concept of habitat?-a critique. *Oikos* 110:634-638
- Morales-Bojórquez E., Muciño-Díaz M.O. & Velez-Barajas J.A. 2008. Analysis of the decline of the abalone fishery (*Haliotis fulgens* and *H. corrugata*) along the westcentral coast of the Baja California peninsula, Mexico. *Journal of Shellfish Research*. 27(4): 865-870
- Moreno C.E., Castillo-Campos G. & Verdú J.R. 2009. Taxonomic diversity as complementary information to assess plant species diversity in secondary vegetation and primary tropical deciduous forest. *Journal of Vegetation Science*. 20: 935-943
- Ortíz-Ordoñez E., Mendoza-Zantana E.L., Belmar-Pérez J. & Padilla-Benavides T.D. 2009. Histological description of the male and female gonads in *Tegula eiseni*, *T. funebris*, *T. aureotincta*, *T. gallina* and *T. regina* from Bahía Tortugas, B.C.S., Mexico. *Int. J. Morphol.* 27(3):691-697
- Palleiro-Nayar J.S., Salgado-Rogel M.L. & Jiménez-Quiroz M.C. 2012. Puntos de referencia para la pesquería de erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* en Baja California, considerando aspectos biológico pesqueros y ambientales. *Ciencia Pesquera*. 20(1): 5-20
- Parrish R.H., Nelson C.S. & Bakun A. 1981. Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current. *Biological Oceanography*. 1(2): 175-203
<http://dx.doi.org/10.1080/01965581.1981.10749438>
- Pielou E.C. 1966. Shannon's formula as a measurement of specific diversity: its use and misuse. *Am. Nat.* 100: 463-465

- Ponce-Díaz G., Chávez E.A. & Ramade-Villanueva M. 2000. Evaluación de la pesquería de abulón azul (*Haliotis fulgens*) en Bahía Asunción, Baja California sur, México. *Ciencias Marinas*. 26(3): 393-412
- Ponce-Díaz G., Lluch-Cota S.E., Bautista-Romero J.J. & Lluch-Belda D. 2003. Caracterización multiescala de la temperatura del mar en una zona de bancos de abulón (*Haliotis* spp.) en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 19(3): 291-303
- Raffaelli D.G. & Hughes R.N. 1978. The effects of crevice size and availability on populations of *Littorina rudis* and *Littorina neritoides*. *J. Anim. Ecol.* 47, 71–83.
- Ramade-Villanueva M.R., Lluch-Cota D.B., Lluch-Cota S.E., hernández-Vazquez S., Espinoza-Montes A. & Vega-Velazquez A. 1998. An evaluation of the annual quota mechanism as a management tool in the mexican abalone fishery. *J. Shellfish Res.* 17(3): 847-851
- Risk M.J. 1972. Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll. Res. Bull.* 153:1-7
- Roberts C.M. & Ormond R.F.G. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog.* 41:1-8
- Rodríguez-Valencia J.A., Caballero-Alegría F., Uribe-Osorio F. & Araño-Castañón A. 2002. Abundancia y asociaciones de dos gasterópodos (*Astraea* y *Haliotis*) comercialmente importantes en Isla San Jerónimo, Baja California, México. *Ciencias Marinas*. 28(001): 49-66
- Salvadeo C., Lluch-Belda D., Lluch-Cota S. & Mercuri M. 2011. Review of Long term macro-fauna movement by multi-decadal warming trends in the Northeastern Pacific. *Climate Change - Geophysical Foundations and Ecological Effects*, 217-230
- Serviere-Zaragoza E., Gómez-López D. & Ponce-Díaz G. 1998. The natural diet of the green abalone (*Haliotis fulgens* Philippi) in the southern part of its range, Baja California Sur, Mexico, assesment by analysis of gut contents. *J. Shellfish Res.* 17: 777-782

- Serviere-Zaragoza E., García-Hernández V.G. & Siqueiros-Beltrones D.A. 2003. Diversity and distribution of macroalgae associated with abalone (*Haliotis* spp.) habitats in Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 72:725-739
- Shepard F.P. 1977. *Evolution of coasts, continental margins & the deep-sea floor*. Crame, Russak & Company, Inc. New York. USA. 214 pp.
- Shepherd S.A. & Turner J.A. 1985. Studies on southern australian abalone (genus *Haliotis*). VI. Habitat preference, abundance and predators of juveniles. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 93: 285-298
- Shepherd S.A., Turrubiates-Morales J.R. & Hall K. 1998. Decline of the abalone fishery at La Natividad, México: overfishing or climate change? *J. Shellfish Res.* 17(3): 839-846
- Siqueiros-Beltrones D., Guzmán del Prío S. & Serviere-Zaragoza E. 2005. Main diatom taxa in the natural diet of juvenile *Haliotis fulgens* and *H. corrugata* (Mollusca: Gstropoda) in Bahía Tortugas and Bahía Asunción, B.C.S., México. *Pacific Science*, 59(4):581-592
DOI: <http://dx.doi.org/10.1353/psc.2005.0047>
- Spearman C. 1904. The proof and measurement of association between two things. *The American Journal of Psychology*. 15(1): 72-101
- Steneck R.S., Graham M.H., Bourque B.J., Corbett D., Erlandson J.M., Estes J.A. & Tegner M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*. 29 (4): 436-459
- Storch I. 2003. Linking a multiscale habitat concept to species conservation. Pp. 303-320. *In*: Bissonette J.A. and I. Storch (eds). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M. & Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92

- Teagle H., Hawkins S.J., Moore P.J. & Smale D.A. 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1-18
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Tegner M.J. & Dayton P.K. 1987. El Niño effects on southern California kelp forest communities. *Advanced Ecological Research.* 17: 243-279
- Tegner M.J. & Dayton P.K. 1991. Sea urchins, El Niño, and the long term stability of southern California kelp forest communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77: 49-63
- Toohy B.D., Kendrick G.A. & Harvey E.S. 2007. Disturbance and reef topography maintain high local diversity in *Ecklonia radiata* kelp forests. *Oikos.* 116: 1618-1630
- Torres-Moye G., Edwards M.S. & Montaña-Moctezuma C.G. 2013. Benthic community structure in kelp forest from the southern California bight. *Ciencias Marinas.* 39(3): 239-252
<http://dx.doi.org/10.7773/cm.v39i3.2250>
- Vega-Velázquez A. 2003. Reproductive strategies of the spiny lobster *Pannulirus interruptus* related to the marine environmental variability off central Baja California, Mexico: management implications. *Fisheries Research.* 65: 123-135
- Vega-Vázquez A. 2004. Ecocertificación de la langosta roja en la península de Baja California. CRC URI. PACRC.UHH. CESASIN, México. CI-México. CRIP-La Paz. 71 pp.
- Vega-Velázquez A. & Espinoza-Castro G. 2004. Evaluación de la eficiencia de la veda temporal del recurso langosta (*Pannulirus* spp.) en la costa sudoccidental de BCS y propuesta de ajuste a la veda en las zonas III y IV. Proyecto Langosta del Pacífico Norte. SAGARPA. INAPESCA (CRIP-La Paz). 28 pp.
- Vélez-Areyano N., Mendoza-Santana L.E., Ortíz-Ordoñez E. & Guzmán del Proó S.A. 2011. Ciclo gonádico de *Tegula aureotincta* (Mollusca: Gastropoda) en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Hidrobiología.* 21(2): 178-184

- Walsh, J.J., Kelly J.C., Withledge T.E. & MacIsaac. 1974. Spin-up of Baja California upwelling ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 19(4): 553-573
- Walsh, J.J. & Withledge T.E. 1977. Further transition states of Baja California upwelling ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 22(3): 264-280
- Warfe D.M. & Barmuta L.A. 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*. 141:171-178
- Warwick R.M. & Clarke R.K. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 301-305
- Weissburg M.J. & Zimmer-Faust R.K. 1993. Life and death in moving fluids: hydrodynamic effects on chemosensory-mediated predation. *Ecology*. 74, 1428–1443
- Widdows J., Brinsley M.D., Salkeld P.N. & Elliott M. 1998. Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. *Estuaries*. 21, 552–559
- Wilson S.K., Graham N.A.J. & Polunin N.V.C. 2007. Appraisal of visual assessment of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. *Mar. Biol.* 151:1069-1076
- WoRMS Editorial Board (2017). World Register of Marine Species.<http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2017-02-24. doi:10.14284/170
- Zwada D.G., Piniak G.A. & Hearn C.J. Topographic complexity and roughness of a tropical benthic seascape. *Geophysical Research Letters*. 37: 1-6
doi:10.1029/2010GL043789

ANEXOS

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS).

Phylum Chlorophyta

Clase Ulvophyceae

Orden Bryopsidales

Familia Codiaceae

Codium setchellii N.L. Gardner 1919

Orden Cladophorales

Familia Cladophoraceae

Chaetomorpha linum (O.F. Müller) Kützinger

Orden Ulvales

Familia Ulvaceae

Ulva sp. Linnaeus 1753

Phylum Rhodophyta

Clase Florideophyceae

Subclase Corallinophycidae

Orden Corallinales

Familia Corallinaceae

Amphiroa foliacea J.V. Lamouroux 1824
Amphiroa misakiensis Yendo 1902
Amphiroa zonata Yendo 1902
Bossiella orbigniana (Decaisne) P.C. Silva 1957
Corallina officinalis var. *chilensis* (Decaisne) Kützinger 1858
Corallina pinnatifolia (Manza) Dawson 1953
Corallina vancouveriensis Yendo 1902
Haliptilon gracile (J.V. Lamouroux) H.W. Johansen 1971
Hydrolithon onkodes (Heydrich) Penrose & Woelkerling 1992
Jania adhaerens J.V. Lamouroux 1816
Lithophyllum frondosum (Dufour) G. Furnari, Cormaci & Alongi 1996
Lithophyllum imitans Foslie 1909
Lithothrix aspergillum J.E. Gray 1867
Spongites yendoi (Foslie) Y.M. Chamberlain 1993
Titanoderma pustulatum (J.V. Lamouroux) Nägeli 1858

Subclase Nemaliophycidae

Orden Nemaliales

Familia Scinaiceae

Scinaia minima E.Y. Dawson 1945

Subclase Rhodymeniophycidae

Orden Ceramiales

Familia Ceramiaceae

Pterothamnion villosum (Kylin) Athanasiadis & Kraft 1994
*Platythamnion villosum** Kylin 1925 (*no aceptado)

Familia Dasyaceae

Dasya binghamiae A.J.K. Millar 1996

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Ceramiales	
Familia Delesseriaceae	
<i>Cryptopleura violacea</i>	(J. Agardh) Kylin 1924
Familia Delesseriaceae	
<i>Cryptopleura crispa</i>	Kylin 1924
Familia Delesseriaceae	
<i>Cryptopleura dichotoma</i>	N.L. Gardner 1927
<i>Cryptopleura lobulifera</i>	(J. Agardh) Kylin 1924
<i>Cryptopleura peltata</i>	(Montagne) M.J. Wynne 2001
<i>Cryptopleura ramosa</i>	(Hudson) L. Newton 1931
<i>Cryptopleura</i> sp.	Kützing, 1843
<i>Myriogramme caespitosa</i>	E.Y. Dawson 1949
<i>Myriogramme postrata</i>	(E.Y. Dawson, Neushul & Wildman) M.J. Wynne 1990
<i>Myriogramme repens</i>	Hollenberg 1945
<i>Myriogramme</i> sp.	Kylin 1924
<i>Nienburgia andersoniana</i>	(J. Agardh) Kylin 1935
<i>Phycodrys profunda</i>	E.Y. Dawson 1962
Familia Rhodomelaceae	
<i>Chondria acrorhizophora</i>	Setchell & N.L. Gardner 1924
<i>Murrayellopsis dawsonii</i>	E. Post 1963
<i>Pterosiphonia dendroidea</i>	(Montagne) Falkenberg 1901
<i>Pterosiphonia pennata</i>	(C. Agardh) Sauvageau 1897
Familia Sarcomeniaceae	
<i>Platysiphonia parva</i>	P.C. Silva & A.P. Cleary 1954
Familia Wrangeliaceae	
<i>Griffithsia anthericephala</i>	E.Y. Dawson 1950
Orden Gelidiales	
Familia Gelidiaceae	
<i>Gelidium nudifrons</i>	N.L. Gardner 1927
<i>Gelidium robustum</i>	(N.L. Gardner) Hollenberg & I.A. Abbott 1965
Familia Pterocladaceae	
<i>Pterocladia media</i>	Dawson 1958
Orden Gigartinales	
Familia Kallymeniaceae	
<i>Callophyllis gardneri</i>	Setchell 1923
<i>Callophyllis violacea</i>	J. Agardh 1885
Orden Gracilariales	
Familia Gracilariaceae	
<i>Gracilaria textorii</i> var. <i>cunninghamii</i>	(Farlow) E.Y. Dawson 1961

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Halymeniales	
Familia Halymeniaceae	
<i>Carpopeltis bushiae</i>	(Farlow) Kylin 1956
<i>Halymenia templetonii</i>	(Setchell & N.L. Gardner) I.A. Abbott 1967
<i>Prionitis cornea</i>	(Okamura) E.Y. Dawson 1958
Orden Plocamiales	
Familia Plocamiaceae	
<i>Plocamium cartilagineum</i>	(Linnaeus) P.S. Dixon 1967
<i>Plocamium pacificum</i>	Kylin 1925
Orden Rhodymeniales	
Familia Champiaceae	
<i>Gastroclonium compressum</i>	(Hollenberg) C.F. Chang & B.M. Xia 1978
Familia Lomentariaceae	
<i>Binghamia forkii</i>	(E.Y. Dawson) P.C. Silva 1952
Familia Rhodymeniaceae	
<i>Rhodymenia arborescens</i>	E.Y. Dawson 1941
<i>Rhodymenia californica</i>	Kylin 1931
<i>Rhodymenia dawsonii</i>	W.R. Taylor 1945
<i>Rhodymenia hancockii</i>	E.Y. Dawson 1941
<i>Rhodymenia lobata</i>	E.Y. Dawson 1941
<i>Rhodymenia pacifica</i>	Kylin 1931
<i>Rhodymenia</i> sp.	Greville 1830
Phylum Tracheophyta	
Clase Monocotiledoneas	
Orden Alismatales	
Familia Cymodoceaceae	
<i>Phyllospadix scouleri</i>	W.J. Hooker 1838
<i>Phyllospadix torreyi</i>	S. Watson 1879
Reino Chromista	
Phylum Ochrophyta	
Clase Phaeophyceae	
Subclase Dictyotophycidae	
Orden Dictyotales	
Familia Dictyotaceae	
<i>Dictyota binghamiae</i>	J. Agardh 1894
<i>Dictyota flabellata</i>	(Collins) Setchell & N.L. Gardner 1924
<i>Zonaria farlowii</i>	Setchell & N.L. Gardner 1924
<i>Padina</i> sp.	Adanson, 1763

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Subclase Fucophycidae	
Orden Fucales	
Familia Sargassaceae	
<i>Stephanocystis osmundacea</i>	(Turner) Trevisan 1843
<i>Cystoseira osmundacea*</i>	(*no aceptado)
<i>Sargassum muticum</i>	(Yendo) Fensholt 1955
Orden Laminariales	
Familia Lessoniaceae	
<i>Ecklonia arborea</i>	(Areschough) M.D. Rothman, Mattio & J.J. Bolton 2015
<i>Eisenia arborea*</i>	(*no aceptado)
<i>Macrocystis pyrifera</i>	(Linnaeus) C. Agardh 1820
Reino Animalia	
Phylum Porifera	
Clase Demospongiae	
Subclase Heteroscleromorpha	
Orden Haplosclerida	
Familia Phloeodictyidae	
<i>Calyx arcuarius</i>	(Topsent, 1913)
Familia Chalinidae	
<i>Haliclona</i> sp.	Grant, 1841
Orden Poecilosclerida	
Familia Microcionidae	
<i>Clathria (Thalysias) originalis</i>	(de Laubenfels, 1930)
<i>Axocelita originalis*</i>	(*no aceptado)
Orden Suberitida	
Familia Halichondriidae	
<i>Halichondria panicea</i>	(Pallas, 1766)
<i>Halichondria</i> sp.	Fleming, 1828
<i>Halichondria</i> sp1	
<i>Halichondria</i> sp2	
Orden Merliida	
Familia Hamacanthidae	
<i>Hamacantha (Zygerphe) hyaloderma</i>	de Laubenfels, 1932
Orden Poecilosclerida	
Familia Microcionidae	
<i>Antho (Acarnia) illgi</i>	(Bakus, 1966)
<i>Clathria (Microciona) pennata</i>	(Lambe, 1895)
<i>Ophlitaspongia pennata*</i>	(*no aceptado)

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Tethyida		
Familia Tethyidae		
<i>Tethya aurantium</i>		(Pallas, 1766)
<i>Tethya aurantia*</i>		(*no aceptado)
Subclase Keratosa		
Orden Dictyoceratida		
Familia Thorectidae		
<i>Scalarispongia similis</i>		(Thiele, 1905)
Phylum Cnidaria		
Clase Hydrozoa		
Subclase Hydroidolina		
Orden Leptothecata		
Familia Aglaopheniidae		
<i>Aglaophenia latirostris</i>		Nutting, 1900
<i>Aglaophenia</i> sp.		Lamouroux, 1812
Familia Campanulariidae		
<i>Obelia dichotoma</i>		(Linnaeus, 1758)
<i>Obelia hyalina*</i>		(*no aceptado)
Clase Anthozoa		
Subclase Hexacorallia		
Orden Actiniaria		
Familia Actiniidae		
<i>Anthopleura xanthogramica</i>		(Brandt, 1835)
Orden Scleractinia		
Familia Dendrophylliidae		
<i>Balanophyllia (Balanophyllia) elegans</i>		Verrill, 1864
Orden Zoantharia		
Familia Epizoanthidae		
<i>Epizoanthus</i> sp.		Gray, 1867
Subclase Octocorallia		
Orden Alcyonacea		
Familia Alcyoniidae		
<i>Anthomastus</i> sp.		Verrill, 1878
Familia Gorgoniidae		
<i>Eugorgia</i> sp.		Verrill, 1868
Familia Plexauridae		
<i>Muricea</i> sp.		Lamouroux, 1821

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Phylum Platyhelminthes		
Clase Rhabditophora		
Subclase Trepaxonemata		
Orden Polycladida		
Familia Pseudocerotidae		
	<i>Cryptobiceros bajaie</i>	(Hyman, 1953)
	<i>Pseudoceros bajaie*</i>	(*no aceptado)
Phylum Annelida		
Clase Polychaeta		
Subclase Sedentaria		
Orden Sabellida		
Familia Sabellariidae		
	<i>Phragmatopoma californica</i>	(Fewkes, 1889)
Familia Sabellidae		
	<i>Bispira melanostigma</i>	(Schmarda, 1861)
Familia Serpulidae		
	<i>Spirobis (Spirobis) marioni</i>	Caullery & Mesnil, 1897
	<i>Spirobranchus</i> sp	Blainville, 1818
Orden Terebellida		
Familia Terebellidae		
	<i>Pista elongata</i>	Moore, 1909
	<i>Thelepus crispus</i>	Johnson, 1901
	<i>Pista elongata</i>	Moore, 1909
Subclase Errantia		
Orden Eunicida		
Familia Eunicidae		
	<i>Eunice aphroditois</i>	(Pallas, 1788)
Phylum Arthropoda		
Subphylum Crustacea		
Clase Malacostraca		
Subclase Eumalacostraca		
Orden Decapoda		
Familia Epialtidae		
	<i>Loxorhynchus crispatus</i>	Stimpson, 1857
Familia Paguridae		
	<i>Pagurus samuelis</i>	(Stimpson 1857)
	<i>Pagurus</i> sp.	Fabricius, 1775
Familia Pilumnidae		
	<i>Pilumnus spinohirsutus</i>	(Lockington, 1877)

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Decapoda		
Familia Xanthidae		
<i>Paraxanthias taylori</i>		(Stimpson, 1861)
Familia Palinuridae		
<i>Panulirus interruptus</i>		(Randall, 1840)
Clase Hexanauplia		
Subclase Thecostraca		
Orden Sessilia		
Familia Balanidae		
<i>Balanus</i> sp.		Costa, 1778
Familia Tetractidae		
<i>Tetractita rubescens</i>		Nilsson-Cantell, 1931
Phylum Mollusca		
Clase Bivalvia		
Subclase Heterodonta		
Orden Myida		
Familia Pholadidae		
<i>Penitella conradi</i>		Valenciennes, 1846
<i>Penitella penita</i>		(Conrad, 1837)
<i>Pholadidea tubifera</i>		(G.B. Sowerby I, 1834)
Orden Venerida		
Familia Veneridae		
<i>Gemma gemma</i>		(Totten, 1834)
Subclase Pteriomorphia		
Orden Arcida		
Familia Arcidae		
<i>Anadara formosa</i>		(G.B. Sowerby I, 1833)
<i>Arca pacifica</i>		(G.B. Sowerby I, 1833)
Orden Mytilida		
Familia Mytilidae		
<i>Brachidontes semilaevis</i>		(Menke, 1848)
<i>Leiosolenus hastasius</i>		(Olsson, 1961)
<i>Lithophaga hastasia*</i>		(*no aceptado)
Orden Ostreida		
Familia Pteriidae		
<i>Pteria penguin</i>		(Röding, 1798)
<i>Pteria</i> sp.		Scopoli, 1777

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Clase Gastropoda	
Subclase Caenogastropoda	
Orden Caenogastropoda	
Familia Cerithiidae	
<i>Cerithium</i> sp.	Bruguière, 1789
Orden Littorinimorpha	
Familia Calyptraeidae	
<i>Crepidula onyx</i>	G.B. Sowerby I, 1824
<i>Crepidatella lingulata</i>	(Gould, 1846)
Familia Cypraeidae	
<i>Neobernaya spadicea</i>	(Swainson, 1823)
Familia Vermetidae	
<i>Thylacodes squamigerus</i>	(Carpenter, 1857)
Orden Neogastropoda	
Familia Columbellidae	
<i>Cosmioconcha pergracilis</i>	(Dall, 1913)
Familia Conidae	
<i>Californionus californicus</i>	(Reeve, 1844)
<i>Conus californicus*</i>	(*no aceptado)
<i>Californiconus</i> sp.	Tucker & Tenorio, 2009
Familia Marginellidae	
<i>Volvarina taeniolata</i>	G.B. Sowerby II, 1846
Familia Muricidae	
<i>Acanthina</i> sp.	Fischer von Waldheim, 1807
<i>Muricospsis pauxilla</i>	(A. Adams, 1854)
<i>Ocenebra</i> sp.	Leach, 1847
<i>Ocinebrina interfossa</i>	Carpenter, 1864
<i>Pteropurpura trialata</i>	G.B. Sowerby II, 1834
Familia Olivellidae	
<i>Olivella biplicata</i>	(Sowerby I, 1825)
Familia Pseudolividae	
<i>Macron lividus</i>	(A. Adams, 1855)
Familia Pseudomelatomidae	
<i>Pseudomelatoma penicillata</i>	(Carpenter, 1865)
<i>Pseudomelatoma torosa</i>	(Carpenter, 1864)
Subclase Heterobranchia	
Orden Anaspidea	
Familia Aplysiidae	
<i>Aplysia californica</i>	J.G. Cooper, 1863

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Nudibranchia	
Familia Dendrodorididae	
<i>Doriopsilla albopunctata</i>	J.G. Cooper, 1863
Familia Flabellinidae	
<i>Flabellina iodinea</i>	J.G. Cooper, 1863
Subclase Heterobranchia	
Familia Architectonicidae	
<i>Heliacus caelatus</i>	(Hinds, 1844)
Subclase Patellogastropoda	
Familia Lottidae	
<i>Lottia</i> sp.	Gray, 1833
<i>Collisella</i> sp.*	(*no aceptado)
Subclase Vetigastropoda	
Familia Fissurellidae	
<i>Fissurella volcano</i>	Reeve, 1849
<i>Megathura crenulata</i>	(Sowerby I, 1825)
Familia Haliotidae	
<i>Haliotis corrugata</i>	W. Wood, 1828
<i>Haliotis fulgens</i>	Philippi, 1845
Familia Tegulidae	
<i>Tegula aureotincta</i>	(Forbes, 1850)
<i>Tegula eiseni</i>	Jordan, 1936
<i>Tegula regina</i>	Stearns, 1892
Familia Turbinidae	
<i>Megastraea undosa</i>	(W. Wood, 1828)
Clase Polyplacophora	
Subclase Neoloricata	
Orden Chitonida	
Familia Acanthochitonidae	
<i>Acanthochitona</i> sp.	Gray, 1821
Familia Ischnochitonidae	
<i>Lepidozona retiporosa</i>	(Carpenter, 1864)
<i>Lepidozona serrata</i>	(Carpenter, 1864)
<i>Stenoplax conspicua</i>	(Pilsbry, 1892)
<i>Stenoplax magdalenensis</i>	(Hinds, 1845)
<i>Stenoplax</i> sp.	Dall, 1879
Familia Lepidochitonidae	
<i>Dendrochiton flectens</i>	(Carpenter, 1864)
<i>Lepidochitona flectens</i> *	(*no aceptado)

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de flora y fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Orden Chitonida		
Familia Mopaliidae		
<i>Placiphorella velata</i>		(Carpenter MS, Dall, 1879)
Phylum Bryozoa		
Clase Gymnolaemata		
Orden Cheilostomatida		
Familia Calloporidae		
<i>Callopora lineata</i>		(Linnaeus, 1767)
Familia Eurystomellidae		
<i>Eurystomella</i> sp.		Levinsen, 1909
<i>Integripelta bilabiata</i>		(Hincks, 1884)
Familia Membraniporidae		
<i>Membranipora</i> sp.		de Blainville, 1830
Familia Microporellidae		
<i>Microporella californica</i>		Busk, 1856
Familia Phidoloporidae		
<i>Phidolopora pacifica</i>		(Robertson, 1908)
Familia Smittinidae		
<i>Parasmittina californica</i>		(Robertson, 1908)
Clase Stenolaemata		
Orden Cyclostomatida		
Familia Lichenoporidae		
<i>Lichenopora novae-zelandia</i>		(Busk, 1875)
Familia Tubuliporidae		
<i>Tubulipora</i> sp.		Lamarck, 1816
Phylum Echinodermata		
Clase Asteroidea		
Orden Forcipulatida		
Familia Asteriidae		
<i>Evasterias troschellii</i>		(Stimpson, 1861)
<i>Pisaster ochraceus</i>		(Brandt, 1835)
Orden Valvatida		
Familia Asterinidae		
<i>Patiria miniata</i>		(Brandt, 1835)
Clase Asteroidea		
Orden Valvatida		
Familia Ophidiasteridae		
<i>Linckia columbiae</i>		Gray, 1840

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Clase Echinoidea	
Subclase Cidarioidea	
Orden Cidaroida	
Familia Cidaridae	
<i>Eucidaris</i> sp.	Pommel, 1883
<i>Eucidaris thouarsii</i>	(L. Agassiz & Desor, 1846)
Subclase Euchinoidea	
Orden Camarodonta	
Familia Echinometridae	
<i>Echinometra</i> sp.	Gray, 1825
Familia Strongylocentrotidae	
<i>Mesocentrotus franciscanus</i>	(A. Agassiz, 1863)
<i>Strongylocentrotus franciscanus</i> *	(*no aceptado)
Familia Toxopneustidae	
<i>Lytechinus pictus</i>	(Verrill, 1867)
Orden Arbacioida	
Familia Arbaciidae	
<i>Arbacia stellata</i>	Gray, 1835
Clase Holothuroidea	
Orden Aspidochirotida	
Familia Stichopodidae	
<i>Apostichopus parvimensis</i>	(Clark, 1913)
<i>Parastichopus parvimensis</i>	Clark, 1922
<i>Parastichopus</i> sp.	Clark, 1922
Orden Dendrochirotida	
Familia Cucumariidae	
<i>Cucumaria piperata</i>	Stimpson, 1864
<i>Cucumaria</i> sp.	de Blainville, 1830
<i>Pseudocnus lubrica</i>	Clark, 1901
Familia Psolidae	
<i>Lissothuria nutriens</i>	(Clark, 1901)
Familia Sclerodactylidae	
<i>Eupentacta</i> sp.	Deichmann, 1938
Familia Ophiodermatidae	
<i>Ophioderma panamensis</i>	Lütken, 1859

Anexo A. 1. Lista taxonómica de especies de fauna consideradas en este trabajo, se consultaron las bases electrónicas AlgaBase (Guiry & Guiry 2017), World Register of Marine Species, WoRMS (2017) y la Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Continuación.

Clase Ophiuroidea	
Orden Ophiurida	
Familia Ophionereididae	
<i>Ophionereis annulata</i>	Le Conte, 1851
<i>Ophionereis reticulata</i>	(Say, 1825) Familia Ophionereididae
<i>Ophionereis</i> sp.	Lütken, 1859
Familia Ophiotrichidae	
<i>Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata</i>	Le Conte, 1851
Phylum Chordata	
Clase Ascidiacea	
Orden Aplousobranchia	
Familia Didemnidae	
<i>Didemnum</i> sp.	Savigny, 1816
<i>Trididemnum opacum</i>	(Ritter, 1907)
Orden Phlebobranchia	
Familia Ascidiidae	
<i>Ascidia</i> sp.	(Linnaeus, 1767)
<i>Ascidia</i> sp2	
Orden Stolidobranchia	
Familia Pyuridae	
<i>Pyura haustor</i>	(Stimpson, 1864)
Familia Styelidae	
<i>Metandrocarpa taylori</i>	Huntsman, 1912

Anexo A. 1. Tabla general de especies de flora, datos de abundancia en 20 m² y estandarizados a 500 observaciones por sitio y año (2013-2014).

FLORA	2013								2014							
	SPLímite	SPPuerto	VCerro	eReef	laPuntita	eVapor	losPatos	eIRiito	SPLímite	SPPuerto	VCerro	eReef	laPuntita	eVapor	losPatos	eIRiito
<i>Bossiella-Corallina</i>	261	123	42	66	219	81	302	180	247	280	227	270	270	350	140	228
<i>Eisenia arborea</i>	5	109	128	143	89	78	40	79	21	3	27	48	24	25	8	23
<i>Hydrolithon-Lithophyllum</i>	67	9	12	61	5	27	50	230	170	105	129	139	112	97	250	122
<i>Stephanocystis osmundacea</i>	25	193	23	21	73	63	2	8	0	29	13	11	9	18	42	52
<i>Gelidium sp</i>	13	19	97	67	2	93	20	0	6	17	6	6	5	3	14	17
<i>Plocamium sp</i>	25	0	38	69	7	95	42	0	8	5	11	4	4	3	5	3
<i>Padina sp</i>	0	28	116	23	86	0	0	0	0	16	0	6	5	0	0	0
<i>Phyllospadix torreyi</i>	73	0	21	6	3	27	36	0	24	26	29	0	0	0	24	52
<i>Prionitis sp</i>	5	0	10	32	13	26	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyota sp</i>	26	19	5	3	0	0	0	0	18	11	58	10	63	0	0	0
Macroalgas	0	0	0	9	3	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptopleura sp</i>	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhodomenia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Jania adherens</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	3	0	0	2
<i>Gracilaria textorii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	0	6	2	2	4	1
<i>Chaetomorpha linum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
<i>Pterocladia media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
<i>Sargassum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>n</i>	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
<i>S</i>	9	7	11	11	10	10	8	5	9	11	8	9	11	8	10	9

Anexo A. 1. Tabla general de especies de fauna, datos de abundancia observadas en 100 m² por sitio y año (2013-2014). Continuación.

FAUNA	2013								2014							
	SPLímite	SPPuerto	Vcerro	elReef	laPuntita	elVapor	losPatos	elRiito	SPLímite	SPPuerto	Vcerro	elReef	laPuntita	elVapor	losPatos	elRiito
<i>Cerithium</i> sp	63	59	44	32	40	38	41	2	8	20	70	75	111	50	17	104
<i>Tegula eiseni</i>	60	40	10	23	13	24	8	1	4	55	108	63	70	71	63	77
<i>Clathria (Microciona) pennata</i>	19	14	17	4	24	18	15	34	17	15	27	46	48	72	17	35
<i>Bryozoa</i> sp	27	29	37	93	57	33	21	28	34	37	38	110	79	53	18	33
<i>Panulirus interruptus</i>	4	22	16	0	163	0	14	16	32	17	17	25	33	11	29	0
<i>Eugorgia</i> sp	3	20	0	1	23	7	55	94	0	1	3	0	72	7	0	20
<i>Haliclona</i> sp	19	34	17	9	18	19	42	35	3	7	5	8	9	7	3	28
<i>Muricea</i> sp	5	13	0	3	46	5	31	70	0	1	0	0	37	4	0	20
<i>Haliotis fulgens</i>	6	70	13	12	30	16	19	8	0	1	0	1	1	1	12	21
<i>Halichondria</i> sp2	17	29	18	6	19	14	25	48	9	7	0	0	0	0	0	0
<i>Tegula aureotincta</i>	22	48	15	17	18	13	5	1	3	0	2	0	5	4	0	15
<i>Tegula regina</i>	27	28	9	25	6	16	4	0	2	0	0	10	6	9	0	2
<i>Halichondria</i> sp	1	0	0	21	12	23	3	7	0	0	11	45	25	32	10	8
<i>Ocenebra</i> sp	0	1	6	23	12	7	10	12	0	2	11	20	20	18	15	36
<i>Anthopleura xanthogramica</i>	0	11	0	0	0	0	0	2	11	24	6	14	22	16	0	2
<i>Megastraea undosa</i>	39	0	15	25	30	17	11	10	20	0	5	24	32	24	0	41
<i>Megathura crenulata</i>	19	4	2	3	2	1	8	1	6	1	1	2	0	2	1	13
<i>Echinometra</i> sp	4	10	11	5	16	15	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0
<i>Eucidaris</i> sp	1	2	0	0	0	2	3	2	8	1	0	9	11	13	2	6
<i>Epizoanthus</i> sp	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	19	33	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	0	0	0	0	12	2	0	2	0	1	2	0	26	6	0	12
<i>Ascidia</i> sp	1	1	0	1	0	1	7	1	0	5	1	1	15	3	2	19
<i>Halichondria</i> sp1	0	0	24	0	21	0	0	0	0	0	1	1	6	0	3	0
<i>Haliotis corrugata</i>	0	0	0	0	0	0	12	4	0	1	0	0	0	0	6	0
<i>Aglaophenia</i> sp	2	6	0	0	0	0	0	0	12	8	0	0	0	0	0	0
<i>Flabellina iodinea</i>	2	3	0	0	3	2	0	0	1	0	3	1	0	1	0	0
<i>Stenoplax</i> sp	1	0	2	4	1	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Conus</i> sp	0	0	1	0	0	1	0	7	0	0	3	0	0	0	0	8
<i>Balanus</i> sp	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pseudoceros bajae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Ophionereis</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Parastichopus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Tethya aurantium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Aplysia californica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ascidia</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Linckia columbiae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>n</i>	343	444	258	307	568	277	334	387	175	205	325	456	652	437	200	500
<i>S</i>	23	21	19	19	23	24	20	23	18	19	22	18	22	21	15	19

Anexo A. 2. Tabla general de la cobertura de mantos de *Macrocystis pyrifera* expresada en hectáreas (h) y metros cuadrados (m²) por polígono y año (1994-2013) y cobertura total por año.

Años	Cobertura hectáreas (h)				Cobertura metros cuadrados (m ²)				Totales m ²
	P1 SPL-SPP	P2 VC-Re-Pu	P3 Va	P4 Pa-Ri	P1 SPL-SPP	P2 VC-Re-Pu	P3 Va	P4 Pa-Ri	
1994	4.59	3.96	0	0	4,590	3,960	0	0	85,500
1995	3.78	21.69	3.24	0	3,780	21,690	3,240	0	287,100
1996	33.21	42.3	0	0	33,210	42,300	0	0	755,100
1997	21.6	33.84	0	0	21,600	33,840	0	0	554,400
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	29.7	13.41	26.28	0	29,700	13,410	26,280	0	693,900
2001	23.22	53.82	2.97	0	23,220	53,820	2,970	0	800,100
2002	23.24	32.72	1.13	0	23,243	32,715	1,125	0	570,830
2003	30.87	40.41	0.72	0	30,870	40,410	720	0	720,000
2004	45.27	51.12	15.93	23.22	45,270	51,120	15,930	23,220	1,355,400
2005	38.7	64.8	6.75	0	38,700	64,800	6,750	0	1,102,500
2006	68.85	65.34	0	1.53	68,850	65,340	0	1,530	1,357,200
2007	45.36	81.45	7.02	0	45,360	81,450	7,020	0	1,338,300
2008	51.66	110.7	3.78	1.8	51,660	110,700	3,780	1,800	1,679,400
2009	11.88	41.67	0	0	11,880	41,670	0	0	535,500
2010	22.05	46.71	0	28.08	22,050	46,710	0	28,080	968,400
2011	38.52	73.62	4.05	25.74	38,520	73,620	4,050	25,740	1,419,300
2012	46.71	67.64	0	0	46,710	67,635	0	0	1,143,450
2013	25.47	29.72	7.85	5.83	25,470	29,723	7,853	5,828	688,740

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (1994-2013) para abulón azul (*H. fulgens*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos), Az (abulón azul), AzJ (abulón azul de talla menor a la legal ≤ 140 mm), AzL (abulón azul de talla legal ≥ 140 mm). P1 (SPLímite-SPPuerto), P2 (VCerro-elReef-laPuntita), P3 (elVapor) y P4 (losPatos-elRiito).

AÑO	<i>Haliotis fulgens</i> (n/m ²)											
	Totales				Talla (≤ 140 mm)				Talla (≥ 140 mm)			
	P1_Az	P2_Az	P3_Az	P4_Az	P1_AzJ	P2_AzJ	P3_AzJ	P4_AzJ	P1_AzL	P2_AzL	P3_AzL	P4_AzL
1994	0.0582	0.0755	0.0592	0.0441	0.0109	0.0136	0.0121	0.0136	0.0473	0.0619	0.0470	0.0339
1995	0.0577	0.0708	0.0854	0.0649	0.0126	0.0178	0.0163	0.0228	0.0450	0.0530	0.0691	0.0715
1996	0.0663	0.0985	0.1111	0.0478	0.0191	0.0220	0.0168	0.0436	0.0473	0.0765	0.0943	0.1255
1997	0.0639	0.1124	0.0869	0.0507	0.0144	0.0265	0.0181	0.0337	0.0495	0.0859	0.0688	0.0842
1998	0.0790	0.1032	0.0950	0.0423	0.0248	0.0295	0.0285	0.0032	0.0542	0.0738	0.0666	0.0057
1999	0.2235	0.2515	0.1646	0.0465	0.0782	0.0678	0.0423	0.0230	0.1453	0.1837	0.1223	0.0450
2000	0.0948	0.1356	0.0834	0.0661	0.0290	0.0495	0.0307	0.0191	0.0658	0.0861	0.0527	0.0832
2001	0.0926	0.1418	0.0921	0.0854	0.0255	0.0416	0.0351	0.0183	0.0671	0.1002	0.0569	0.0562
2002	0.0067	0.1436	0.0851	0.0740	0.0032	0.0297	0.0106	0.0235	0.0035	0.1139	0.0745	0.0931
2003	0.0450	0.2126	0.1161	0.0787	0.0057	0.0324	0.0129	0.0161	0.0394	0.1802	0.1032	0.0609
2004	0.1191	0.1517	0.0876	0.0827	0.0441	0.0542	0.0280	0.0079	0.0750	0.0975	0.0597	0.0386
2005	0.1319	0.1874	0.0700	0.0926	0.0379	0.0567	0.0233	0.0193	0.0941	0.1307	0.0468	0.0582
2006	0.1450	0.1926	0.1408	0.1111	0.0455	0.0550	0.0342	0.0151	0.0995	0.1376	0.1067	0.0851
2007	0.1105	0.0136	0.0874	0.0933	0.1561	0.2318	0.0517	0.0082	0.0382	0.0149	0.0373	0.0593
2008	0.1671	0.2710	0.1364	0.1099	0.0290	0.0636	0.0379	0.0146	0.1381	0.2074	0.0985	0.0718
2009	0.1446	0.2342	0.1235	0.0894	0.0428	0.0824	0.0493	0.0225	0.1017	0.1517	0.0743	0.0527
2010	0.1765	0.2903	0.0975	0.0797	0.0356	0.0621	0.0300	0.0020	0.1408	0.2282	0.0676	0.0079
2011	0.1401	0.3515	0.1708	0.1181	0.0342	0.1062	0.0522	0.0522	0.1059	0.2453	0.1186	0.1200
2012	0.1698	0.3505	0.1965	0.1111	0.0599	0.1015	0.0562	0.0488	0.1099	0.2490	0.1403	0.0953
2013	0.1089	0.2426	0.1421	0.1203	0.0406	0.0705	0.0319	0.0277	0.0683	0.1720	0.1101	0.1124

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (2013-2014) para abulón amarillo (*H. corrugata*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos), Am (abulón amarillo), AmJ (abulón amarillo de talla menor a la legal ≤ 130 mm), AmL (abulón amarillo de talla legal ≥ 130 mm). P1 (SPLímite-SPPuerto), P2 (VCerro-elReef-laPuntita), P3 (elVapor) y P4 (losPatos-elRiito). Continuación.

AÑO	<i>Haliotis corrugata</i> (n/m ²)											
	Totales				Talla (≤ 130 mm)				Talla (≥ 130 mm)			
	P1_Am	P2_Am	P3_Am	P4_Am	P1_AmJ	P2_AmJ	P3_AmJ	P4_AmJ	P1_AmL	P2_AmL	P3_AmL	P4_AmL
1994	0.0153	0.0262	0.0200	0.0441	0.0101	0.0176	0.0141	0.0379	0.0052	0.0087	0.0059	0.0062
1995	0.0141	0.0235	0.0106	0.0649	0.0116	0.0183	0.0084	0.0525	0.0025	0.0052	0.0022	0.0124
1996	0.0109	0.0319	0.0225	0.0478	0.0072	0.0188	0.0156	0.0359	0.0037	0.0131	0.0069	0.0119
1997	0.0134	0.0577	0.0173	0.0507	0.0089	0.0324	0.0111	0.0364	0.0045	0.0252	0.0062	0.0144
1998	0.0079	0.0406	0.0156	0.0423	0.0047	0.0238	0.0087	0.0354	0.0032	0.0168	0.0069	0.0069
1999	0.0119	0.0579	0.0376	0.0465	0.0069	0.0327	0.0233	0.0349	0.0050	0.0252	0.0144	0.0116
2000	0.0074	0.0255	0.0193	0.0661	0.0045	0.0092	0.0087	0.0408	0.0030	0.0163	0.0106	0.0252
2001	0.0146	0.0686	0.0493	0.0854	0.0077	0.0324	0.0347	0.0507	0.0069	0.0361	0.0146	0.0347
2002	0.0035	0.0621	0.0329	0.0740	0.0010	0.0319	0.0168	0.0450	0.0025	0.0302	0.0161	0.0290
2003	0.0005	0.0656	0.0166	0.0787	0.0002	0.0371	0.0109	0.0468	0.0002	0.0285	0.0057	0.0319
2004	0.0084	0.0478	0.0458	0.0827	0.0062	0.0257	0.0215	0.0441	0.0022	0.0220	0.0243	0.0386
2005	0.0126	0.0787	0.0458	0.0926	0.0094	0.0431	0.0262	0.0488	0.0032	0.0356	0.0196	0.0438
2006	0.0149	0.0847	0.0483	0.1111	0.0109	0.0408	0.0225	0.0545	0.0040	0.0438	0.0257	0.0567
2007	0.0588	0.0054	0.0491	0.0785	0.1188	0.1725	0.0515	0.1386	0.0235	0.0360	0.0280	0.1026
2008	0.0124	0.0901	0.0547	0.1099	0.0054	0.0356	0.0245	0.0490	0.0069	0.0545	0.0302	0.0609
2009	0.0193	0.0658	0.0329	0.0894	0.0067	0.0287	0.0163	0.0399	0.0126	0.0371	0.0166	0.0495
2010	0.0144	0.0673	0.0500	0.0797	0.0045	0.0275	0.0245	0.0406	0.0099	0.0399	0.0255	0.0391
2011	0.0337	0.0993	0.0616	0.1181	0.0134	0.0413	0.0240	0.0552	0.0203	0.0579	0.0376	0.0629
2012	0.0200	0.0606	0.0542	0.1111	0.0082	0.0230	0.0255	0.0614	0.0119	0.0376	0.0287	0.0498
2013	0.0047	0.0270	0.0391	0.1203	0.0020	0.0141	0.0178	0.0597	0.0027	0.0129	0.0213	0.0606

Anexo A. 3. Tabla de la densidad total de abulón azul (*H. fulgens*) y amarillo (*H. corrugata*), por año (1994-2013) y tallas: abulón azul (Az), talla menor a la legal AzJ (≤ 140 mm) y talla legal AzL (≥ 140 mm). Abulón amarillo (Am), talla menor a la legal AmJ (≤ 130 mm) y talla legal AmL (≥ 130 mm).

AÑO	<i>Haliotis fulgens</i> (n/m ²)			<i>Haliotis corrugata</i> (n/m ²)		
	Azul	Totales		Amarillo	Totales	
		AzJ	AzL		AmJ	AmL
1994	0.240	0.050	0.190	0.106	0.080	0.026
1995	0.308	0.070	0.239	0.113	0.091	0.022
1996	0.445	0.101	0.344	0.113	0.077	0.036
1997	0.381	0.093	0.288	0.139	0.089	0.050
1998	0.286	0.086	0.200	0.106	0.073	0.034
1999	0.708	0.211	0.496	0.154	0.098	0.056
2000	0.416	0.128	0.288	0.118	0.063	0.055
2001	0.401	0.121	0.280	0.218	0.125	0.092
2002	0.352	0.067	0.285	0.173	0.095	0.078
2003	0.451	0.067	0.384	0.161	0.095	0.066
2004	0.405	0.134	0.271	0.185	0.098	0.087
2005	0.467	0.137	0.330	0.230	0.127	0.102
2006	0.579	0.150	0.429	0.259	0.129	0.130
2007	0.305	0.448	0.150	0.192	0.481	0.190
2008	0.661	0.145	0.516	0.267	0.115	0.152
2009	0.577	0.197	0.380	0.207	0.092	0.116
2010	0.574	0.130	0.445	0.211	0.097	0.114
2011	0.835	0.245	0.590	0.313	0.134	0.179
2012	0.861	0.266	0.595	0.246	0.118	0.128
2013	0.634	0.171	0.463	0.191	0.094	0.098

Anexo A. 3. Tabla de la densidad total de mantos de *M. pyrifera* por polígonos y años (1994-2013).

Años	<i>M. pyrifera</i> (n/m ²)				Totales n/m ²
	P1 SPL-SPP	P2 VC-R-Pu	P3 Va	P4 Pa-Ri	
1994	6.52E-04	3.56E-03	0	0	0.004
1995	5.37E-04	1.95E-02	2.76E-06	0	0.020
1996	4.72E-03	3.80E-02	0	0	0.043
1997	3.07E-03	3.04E-02	0	0	0.033
1998	0	0	0	0	0.000
1999	0	0	0	0	0.000
2000	4.22E-03	1.20E-02	2.24E-05	0	0.016
2001	3.30E-03	4.83E-02	2.53E-06	0	0.052
2002	3.30E-03	2.94E-02	9.58E-07	0	0.033
2003	4.38E-03	3.63E-02	6.13E-07	0	0.041
2004	6.43E-03	4.59E-02	0	0	0.052
2005	5.50E-03	5.82E-02	5.75E-06	0	0.064
2006	9.78E-03	5.87E-02	0	1.31E-05	0.068
2007	6.44E-03	7.31E-02	5.98E-06	0	0.080
2008	7.34E-03	9.94E-02	3.22E-06	0	0.107
2009	1.69E-03	3.74E-02	0	0	0.039
2010	3.13E-03	4.19E-02	0	2.41E-04	0.045
2011	5.47E-03	6.61E-02	3.45E-06	2.21E-04	0.072
2012	6.63E-03	6.07E-02	0	0	0.067
2013	3.62E-03	2.67E-02	6.69E-06	4.99E-05	0.030

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (2013-2014) para especies de flora (*Stephanocystis osmundacea* y *Eisenia arborea*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos) y totales. Continuación.

Año	<i>Stephanocystis osmundacea</i> (n/m ²)					<i>Eisenia arborea</i> (n/m ²)				
	P1	P2	P3	P4	Totales	P1	P2	P3	P4	Totales
1994	0.0030	0	4.95E-04	0	0.0035	0.0067	0.0097	0.0077	0.0025	0.0265
1995	0	0	0	0.0025	0.0025	0.0072	0.0149	0.0116	0.0042	0.0379
1996	0	0	0	0.0030	0.0030	0.0106	0.0210	0.0205	0.0037	0.0559
1997	0	0	2.48E-04	0.0005	0.0007	0.0030	0.0109	0.0079	0.0025	0.0243
1998	0	0	0	0.0005	0.0005	0.0149	0.0240	0.0151	0.0007	0.0547
1999	0	0	0	0	0	0.0188	0.0399	0.0203	0.0030	0.0819
2000	0	0	0	0	0	0.0134	0.0245	0.0183	0.0040	0.0601
2001	0	0	0	0	0	0.0111	0.0121	0.0149	0.0035	0.0416
2002	0	0	0	0.0005	0.0005	0.0069	0.0099	0.0188	0.0037	0.0394
2003	0	0	0	0	0	0.0030	0.0183	0.0092	0.0050	0.0354
2004	0	0	0	0	0	0.0111	0.0238	0.0178	0.0032	0.0559
2005	0	0.0002	0	0	0.0002	0.0094	0.0153	0.0067	0.0015	0.0329
2006	0	0	0	0	0	0.0082	0.0243	0.0186	0.0045	0.0554
2007	0	0	0	0	0	0.0088	0.0191	0.0156	0.0042	0.0476
2008	0	0	0	0	0	0.0094	0.0139	0.0126	0.0040	0.0399
2009	0	0	0	0	0	0.0017	0	0	0.0050	0.0067
2010	0	0	0	0	0	0.0151	0.0136	0.0111	0.0012	0.0411
2011	0.0007	0.0012	0.0017	0.0015	0.0052	0.0131	0.0181	0.0144	0.0054	0.0510
2012	0.0017	0.0045	0.0032	0	0.0094	0.0139	0.0277	0.0181	0.0042	0.0639
2013	0.0027	0.0040	0.0035	0.0005	0.0106	0.0082	0.0223	0.0203	0.0045	0.0552

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (2013-2014) de especies de flora (*Gelidium robustum* y *Phyllospadix torreyi*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos) y totales. Continuación.

Año	<i>Gelidium robustum</i> (n/m ²)					<i>Phyllospadix torreyi</i> (n/m ²)				
	P1	P2	P3	P4	Totales	P1	P2	P3	P4	Totales
1994	0	0	0	0.0002	0.0002	0.0052	0.0050	0.0057	0.0017	0.0344
1995	0	0	0.0005	0	0.0005	0.0087	0.0074	0.0106	0.0030	0.0559
1996	0	0	0	0	0	0.0094	0.0082	0.0092	0.0027	0.0936
1997	0	0	0	0	0	0.0131	0.0114	0.0079	0.0017	0.0649
1998	0	0	0	0	0	0.0079	0.0057	0.0139	0.0000	0.0990
1999	0	0.0045	0	0	0.0045	0.0173	0.0205	0.0178	0.0010	0.1681
2000	0	0	0	0	0	0.0089	0.0074	0.0079	0.0022	0.0978
2001	0	0	0	0	0	0.0017	0.0017	0.0035	0.0007	0.0785
2002	0.0025	0	0	0	0.0025	0.0035	0.0094	0.0059	0.0020	0.0804
2003	0	0	0	0	0	0.0015	0.0062	0.0042	0.0017	0.0574
2004	0	0	0.0002	0	0.0002	0.0079	0.0047	0.0116	0.0002	0.0970
2005	0	0.0010	0	0	0.0010	0.0040	0.0082	0.0030	0.0005	0.0485
2006	0	0.0005	0	0	0.0005	0.0047	0.0057	0.0084	0.0025	0.1050
2007	0	0.0002	0	0.0001	0.0004	0.0042	0.0052	0.0053	0.0019	0.0845
2008	0	0	0	0.0002	0.0002	0.0037	0.0047	0.0022	0.0012	0.0641
2009	0	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0163
2010	0	0	0	0	0	0.0072	0.0040	0.0077	0.0000	0.0827
2011	0.0002	0.0012	0.0010	0.0005	0.0030	0.0079	0.0092	0.0087	0.0020	0.1208
2012	0.0032	0.0064	0.0032	0.0002	0.0131	0.0094	0.0119	0.0141	0.0015	0.1582
2013	0.0025	0.0057	0.0052	0	0.0134	0.0072	0.0141	0.0158	0.0012	0.1364

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (2013-2014) de especies de fauna: caracol panocha (*Megastraea undosa*) y langosta roja (*Panulirus interruptus*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos) y totales. Continuación.

Año	<i>Megastraea undosa</i> (n/m ²)					<i>Panulirus interruptus</i> (n/m ²)				
	P1	P2	P3	P4	Totales	P1	P2	P3	P4	Totales
1994	0.0032	0.0020	0	0.0007	0.0059	0.0005	0	0	0.0012	0.0017
1995	0.0020	0.0064	0.0017	0	0.0101	0.0012	0.0045	0.0017	0	0.0074
1996	0	0.0124	0.0109	0.0027	0.0260	0	0.0077	0.0015	0.0025	0.0116
1997	0.0040	0.0057	0.0027	0.0010	0.0134	0.0099	0.0072	0.0079	0.0022	0.0272
1998	0.0002	0.0052	0.0067	0	0.0121	0.0069	0.0156	0.0079	0.0017	0.0322
1999	0.0012	0.0186	0.0072	0.0005	0.0275	0.0129	0.0265	0.0141	0.0007	0.0542
2000	0.0052	0.0057	0.0037	0.0025	0.0171	0.0077	0.0052	0.0059	0.0017	0.0205
2001	0.0005	0.0099	0.0010	0.0017	0.0131	0.0082	0.0139	0	0.0017	0.0238
2002	0.0002	0.0050	0.0032	0.0015	0.0099	0.0025	0.0191	0.0057	0.0015	0.0287
2003	0.0007	0.0072	0	0.0042	0.0121	0	0.0005	0.0050	0.0045	0.0099
2004	0.0022	0.0097	0.0052	0.0015	0.0186	0.0025	0.0141	0.0052	0.0005	0.0223
2005	0.0025	0.0047	0.0012	0.0007	0.0092	0.0015	0.0002	0.0022	0.0015	0.0054
2006	0.0040	0.0119	0.0050	0.0010	0.0218	0.0027	0.0146	0.0099	0	0.0272
2007	0.0028	0.0068	0.0047	0.0011	0.0155	0.0020	0.0103	0.0080	0.0007	0.0210
2008	0.0017	0.0017	0.0045	0.0012	0.0092	0.0012	0.0059	0.0062	0.0015	0.0149
2009	0.0010	0	0	0.0045	0.0054	0.0017	0	0	0.0025	0.0042
2010	0.0089	0.0077	0.0045	0.0012	0.0223	0.0092	0.0057	0.0037	0.0007	0.0193
2011	0.0094	0.0121	0.0087	0.0027	0.0329	0.0092	0.0134	0.0101	0.0012	0.0339
2012	0.0094	0.0129	0.0111	0.0012	0.0347	0.0129	0.0193	0.0134	0.0010	0.0465
2013	0.0052	0.0111	0.0114	0.0017	0.0295	0.0084	0.0126	0.0161	0.0012	0.0384

Anexo A. 3. Tabla general de densidades (n/m²) por polígono y año (2013-2014) de especies de fauna: pepino (*Parastichopus parvimensis*) y erizo rojo (*Strongylocentrotus franciscanus*). Las columnas se denotan: P1 a P4 (polígonos) y totales. Continuación.

Año	<i>Parastichopus parvimensis</i> (n/m ²)					<i>Strongylocentrotus franciscanus</i> (n/m ²)				
	P1	P2	P3	P4	Totales	P1	P2	P3	P4	Totales
1994	0	0	0	0	0	0.00074	0	0	0	0.00074
1995	0	0	0	0	0	0.00050	0	0.00025	0	0.00074
1996	0	0	0	0	0	0	0.00050	0	0	0.00050
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1998	0	0.00025	0	0	0.00025	0	0	0	0	0
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	0	0.00050	0.00099	0.00025	0.00173	0.00248	0.00124	0.00173	0.00025	0.00569
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	0.0002	0	0	0	0.00025	0	0	0	0	0
2003	0.0005	0	0	0	0.00050	0.00074	0.00025	0	0	0.00099
2004	0	0	0.000990	0	0.00099	0	0.00025	0	0	0.00025
2005	0	0.0022	0	0	0.00223	0	0.00050	0	0	0.00050
2006	0.0025	0.0022	0	0	0.00470	0	0	0.00248	0	0.00248
2007	0.0019	0.0011	0	0	0.00297	0	0	0.00124	0	0.00124
2008	0.0012	0	0	0	0.00124	0	0	0	0	0
2009	0	0	0	0.0012	0.00124	0	0	0	0	0
2010	0.0027	0.0007	0.0015	0.0015	0.00644	0	0	0.00124	0	0.00124
2011	0.0037	0.0042	0.0032	0.0017	0.01287	0	0	0.00025	0	0.00025
2012	0.0012	0.0012	0.0002	0.0002	0.00297	0.00025	0.00074	0	0	0.00099
2013	0.0012	0.0010	0	0	0.00223	0.00050	0.00099	0.00050	0	0.00198

ANEXO

**PUBLICACIÓN
DERIVADA DE LA TESIS DE GRADO**

The California lobster fishery and climate in the kelp bed ecosystem

Pesquería de la langosta roja y el clima en el ecosistema de bosques de macroalgas

Alejandra Chávez-Hidalgo^{1*} and Ernesto A. Chávez¹

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN s/n, Col. Sta Rita, Playa El Conchalito, La Paz, B.C.S., 23096, México. *achavezh@gmail.com

Resumen.- Poblaciones explotadas en la costa oeste de la península de Baja California ocupan hábitats complejos de arrecifes rocosos que se caracterizan por su elevada diversidad de especies de algas que conforman estos bosques de macroalgas. En esta zona se desarrolla una intensa actividad pesquera, induciendo cambios en la estructura de la comunidad bentónica, deterioro del hábitat y reducción de la biomasa de especies de alto valor comercial como la langosta roja (*Panulirus interruptus*). El impacto del clima fue explorado y se encontró una correlación baja pero significativa entre el Índice de Oscilación del Sur con el número de reclutas de un año de edad y con el número de adultos. La pesquería de langosta en esta zona, contribuye con el 85-92% de la captura total de la costa Pacífico de la península. Se exploró una evaluación actualizada de la población que incluyó distintas estrategias óptimas de pesca con variables socio-económicas, mediante un modelo de simulación bajo 3 posibles escenarios como objetivos de gestión. Las estrategias de pesca fueron simuladas cambiando la mortalidad por pesca y la edad de primera captura. Se espera que estos resultados sirvan de base para proponer estrategias de gestión de la pesca de la langosta en el área de estudio.

Palabras clave: Costa rocosa, langosta roja, Baja California, evaluación de la población, simulación

Abstract.- Exploited stocks of the west coast of the Baja California peninsula inhabit in a complex habitat of rocky reefs characterized by high diversity of seaweeds in the kelp forest. In these fishing grounds, there is intense fishing activity, inducing changes in the structure of the benthic community, such as habitat deterioration and biomass reduction of species with high commercial value such as the California spiny lobster (*Panulirus interruptus*). The impact of climate was explored and a low but significant correlation between the Southern Oscillation Index and the one-year-old recruits and with the number of adults was found. The lobster fishery of this area extracts 85-92% of the total catch of the Pacific coast of the peninsula. An updated stock assessment including socio-economic optimum fishing strategies were explored using a simulation model under 3 possible scenarios as management targets. The fishing strategies were simulated by changing fishing mortality and the age of first catch. It is expected that these results will emerge in proposals for the management of the spiny lobster fishery in the study area.

Key words: Rocky shore, California spiny lobster, Baja California, stock assessment, simulation

INTRODUCTION

Kelp bed forests represent some of the most conspicuous and well-studied marine habitats. These diverse and productive systems derive most of their habitat structure and available energy (fluxed carbon) from the kelp, which together with their associated communities, are features typical of temperate coast (Graham *et al.* 2007). Throughout its geographic range, a wide variety of factors such as hydrodynamic forces, grazing, substrate stability, light, ocean temperature and nutrient availability, play important roles influencing the giant kelp distribution and abundance (Edwards 2004).

The richness and abundance of species in this area is related to the prevailing physical and chemical conditions determined by the interaction of two sea current systems. The California

Current, which transports water from the subarctic Pacific to the Equator and a counter current of tropical origin, penetrating the tropical north Pacific, near the coast; when mixed, produce a temperate-tropical transition zone (Guzmán del Proó *et al.* 1991, Lluch-Belda 2000, Casas-Valdez 2003, Guzmán del Proó *et al.* 2003, Ponce-Díaz *et al.* 2003). The water of the California Current is characterized by low temperature (14-16°C), constant salinity (33.5 to 33.8), high values of dissolved oxygen, and a continuous supply of nutrients (Hemingway 1979, Durazo *et al.* 2010, Gaxiola-Castro *et al.* 2010).

Changes in global and regional climate regimes are expected to affect the Baja California kelp forest communities. Kelp have limited depth and temperature ranges; as sea level and sea

surface temperature (SST) rise with global warming, kelp community distribution be modified according to subsequent changes in substrate distribution (rocky reef) and productivity. This shift coincided with changes in total biomass of kelp associated species, such as abalone, turban snails, sea urchin and others benthic species (Graham 2004). If sea surface temperature (SST) continued higher, the southern limit of kelp distribution is expected to move further north along the Baja and southern California coast, depending on the magnitude of change in SST (Edwards & Hernández-Carmona 2005). One of the most important large-scale perturbations impacting this coastal ecosystem is the El Niño-Southern Oscillation, event that transfers energy to mid and high latitudes and thereby alters oceanographic conditions (Edwards 2004), and therefore the kelp forest ecosystem.

The kelp forest located along the occidental coast of Baja California peninsula sustains important benthic fisheries of high commercial value as abalone and lobster, among others. The California spiny lobster (*Panulirus interruptus* Randall, 1840) is distributed in waters off California and the western Baja California peninsula. In Mexico, is exploited along the coast of the Baja California peninsula to northern Bahia Magdalena. Off

the west central Baja California peninsula, there is a well-developed fishery (Fig. 1) that yields >80% of the catch of the Mexican Pacific spiny lobster, approaching up to 2,000 tons (t) in 2003, with a value of USD>26 Million, and providing jobs to about 1,160 fishers (Chávez & Gorostieta 2010).

The study area is located in the center of the lobster fishery zone, ranging from Punta Abreojos to Sebastian Vizcaino Bay (Fig. 1), region with the highest abundance of the lobster *Panulirus interruptus* (Vega & Lluch-Cota 1992, Castañeda-Fernández de Lara *et al.* 2005). Therefore, the purpose of the present paper is to investigate the most likely causes of higher concentration of the spiny lobster *P. interruptus* stock biomass in the study site, as well as to evaluate the fishery from the biological and socio-economic points of view, in order to propose options for its management and were explored possible effects of environmental variation on recruits and adults population of the red spiny lobster with interannual, decadal climate indices, and others. Another consideration to be made is the apparent discrepancy between a previous assessment (Chavez & Gorostieta 2010) and this paper; so we explored here the most likely causes of those differences.

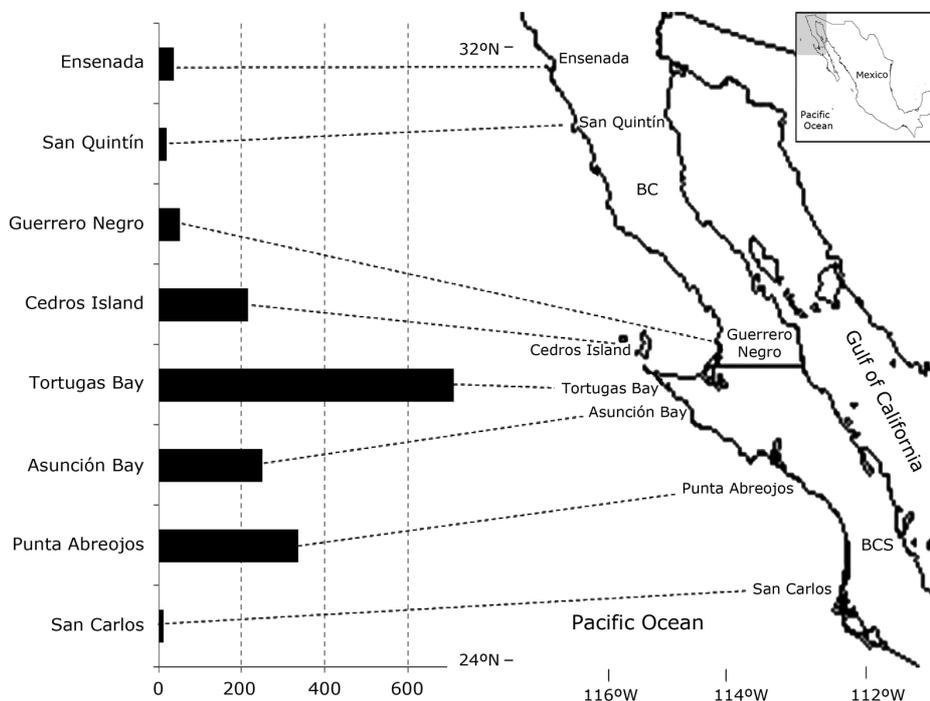


Figure 1. Main landing sites of the California spiny lobster along the Baja California peninsula. Mean catch (t) values for the years 2006-2012 / Principales sitios de captura de langosta roja a lo largo de la península de Baja California. Valores medios de la captura (t) para los años 2006-2012

MATERIALS AND METHODS

THE EFFECT OF CLIMATE

With the aim to explore possible effects of climate on biological systems, the interannual and decadal climate indices were utilized, the multivariate data index El Niño-La Niña (MEI)¹ the data of the Pacific Decadal Oscillation index (PDO)² proposed by Mantua *et al.* (1977); the database of the North Pacific Gyre Oscillation index (NPGO)³ by Di Lorenzo *et al.* (2009); the Southern Oscillation index (SOI)³, and the upwelling index data. The time series of recruits and adults of *Panulirus interruptus* obtained from FISMO (Chávez 2005, 2014) was also compared with indices of 3 climate cycles and the upwelling index⁴, known to affect oceanographic conditions in Bahía Asunción area. By convention, positive anomalies in PDO represent warmer, nutrient-poor conditions in Asunción Bay, while positive anomalies of the NPGO represent increased upwelling, nutrient, and chlorophyll *a* levels. Thus positive anomalies of the upwelling index represent an increase of chlorophyll *a*, and an increase of primary productivity and secondary production.

Table 1. Spearman correlation coefficient (*r*) and statistical significance value (*P*) amongst time series (1950-2012) of recruits and adults of *Panulirus interruptus* with climatic indices Pacific Decadal Oscillation index (PDO), upwelling index (UPWELL), Oscillation North Pacific Gyre index (NPGO), Southern Oscillation index (SOI), and Multivariate data index El Niño-La Niña (MEI) / Coeficiente de correlación de Spearman (*r*) y significancia estadística (*P*) entre las series de tiempo (1950-2012) de reclutas y adultos de *Panulirus interruptus* con: el índice de Oscilación el Pacífico (PDO), índice de surgencias (UPWELL), índice de Oscilación del Giro del Pacífico Norte (NPGO), índice de Oscilación del Sur (SOI) y el índice Multifactorial El Niño-La Niña (MEI)

	<i>r</i>	<i>P</i>
Recruits vs		
PDO	-0.160	0.213
UPWELL	-0.232	0.0691
NPGO	-0.272	0.0323
SOI	-0.471	0.00013
MEI (1968-2012)	0.175	0.247
Adults vs		
PDO	-0.104	0.421
UPWELL	-0.252	0.0480
NPGO	-0.261	0.0406
SOI	-0.485	0.000075
MEI (1968-2012)	0.139	0.361

¹MEI <<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>>

²PDO <<http://www.atmos.washington.edu/~mantua/abst.PDO.html>>

³SOI <<http://www.cpc.noaa.gov/data/indices/>>

⁴Upwelling <<http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFEL/modeled/inices/upwelling.html>>

With the aim to establish possible relations between individuals and climate, the Spearman correlation coefficient (*r*), as a measure of correlation or interdependence association between two continuous random variables was tested (Table 1). The coefficient ranges from -1 to +1, showing negative or positive association respectively, 0 means no correlation but not independence (Spearman 1904). This nonparametric measure of correlation is robust to outliers and has a high statistical efficiency (Croux & Dehon 2010).

THE FISHERY

The population parameters plus the catch data were analyzed with the aid of a simulation model, implemented in the semi-automated, age-structured simulation model FISMO (Chávez 2005, 2014). The spiny lobster stock was assessed using catch data from 1950 to 2012 (SAGARPA 2013). Trends in the fishing mortality (*F*) over time and the estimates of the stock biomass were examined. Changes in abundance over time were determined using the catch data in metric tons (*t*). The population parameter values were taken from several authors and are indicated in Table 2. Fishing scenarios were based on the *F* and the age of first catch (*tc*) at the maximum sustainable yield level (F_{MSY}), the maximum economic yield level (F_{MEY}), and the *F* level producing the maximum profits per fisher ($F_{MEY/P}$). These scenarios were contrasted against the current biological and socio-economic conditions of the fishery. The criteria used for evaluation of fishing scenarios were based on the *F* and the age of first catch (*tc*).

The age of first capture is 7 years and was maintained constant in the fitting process, but for the simulation all the *F* and *tc* values feasible to apply were tested in the optimizing process for designing exploitation policies.

Additionally, the maximum social value was determined in two ways, the first one is the maximum level of employment required at the MSY level or in other words, the maximum number of fishermen. The second way of the approach consists in evaluating the maximum profit per fisher. Economic and social values were the value per kilogram landed, the number of fishers per boat, the number of boats and the number of fishing days, all obtained after interviews with the boat owners during the last fishing season and later extrapolated for each year of catch data, assuming that these variables and their proportions did not change over time. All of these variables were integrated into the simulation model. Costs were obtained by adding the

Table 2. Population parameter values and equations used for the evaluation of the California spiny lobster fishery / Valores de los parámetros poblacionales y ecuaciones que fueron utilizadas para la evaluación de la pesquería de langosta roja

Parameter	Value	Meaning	Source, equation
K	0.1185	Bertalanffy	Mean of several authors*
$L_{\infty} (TL)$	153	Bertalanffy, cm	Mean of several authors*
$W_{\infty} (g)$	3,847	Live weight-Bertalanffy	This paper
t_0	0.28	Years-Bertalanffy	Mean of several authors
a	0.085	Length - weight	Mean, after several authors
b	2.8	Length - weight	Mean, after several authors
W	----	Length - weight, g	$a \cdot L^b$
t_c	7	Age of 1st catch	This paper
t_m	5	Years	Maturity age. This paper
M	0.1778	Instantaneous rate	Jensen (1996, 1997)
F_{MSY}	0.25	F at the MSY	
E_{max}	0.5845	E at F_{MSY}	$F_{MSY}/(M+F_{MSY})$
a'	18,979,294	Maximum number of adults	S-R model
b'	0.25	Initial slope of S-R model	S-R model

*These parameter values were chosen from the values proposed by the following authors: Ayala (1973); Guzmán & Pineda (1992); Vega *et al.* (1996); Vega *et al.* (2000); Vega (2003); Chavez & Gorostieta (2010)

cost/boat/day times the total number of fishing days of the fleet over the fishing season. Profits were estimated as the total value of the catch minus the total costs of fishing for each year. Costs and value were linked to the catch in the FISMO simulation model (Chávez 2005, 2014), which allowed testing all of the possible exploitation scenarios. The model is based on general principles of fish stock assessment (Beverton & Holt 1957, Hilborn & Walters 1992), with the additional inclusion of social and economic values.

Estimates of the age composition of the catch were made after the transformation of the catch records into numbers of lobsters, and later on into their corresponding biomasses. In each case total mortality (Z_t) was determined with the exponential decay model as

$$N_{a+1} = N_a \cdot e^{(-Z_t)} \quad (1)$$

where N_{a+1} is the number of red spiny lobster of age $a+1$ and N_a is the number of lobsters of age a in the reconstructed age-groups. With the use of the von Bertalanffy growth equation, the numbers per age were known, allowing the determination to their corresponding lengths as,

$$l = L[1 - \exp^{-k(t-t_0)}], \quad (2)$$

l = Length at age t ; L = Asymptotic length; k = Growth constant, t_0 = Theoretical age when $l = 0$; t = Time (years). Then, lengths

were transformed into their corresponding weights using the allometric equation,

$$W = a \cdot L^b, \quad (3)$$

where W = Total weight (g) and L = Total length (cm). The age structure for each year was estimated assuming a constant natural mortality (M). For setting the variables of the initial state, the abundance per age class ($N_{a,y}$) was defined using the age-specific abundance $N_a / \sum N_a$ obtained from the equation (1). In subsequent years, the age structure was defined after the estimation of the number of one-year-old recruits. These values were used to calculate catch-at-age as proposed by Sparre & Venema (1995) and were integrated into the FISMO simulation model (Chávez 2005, 2014) as:

$$Y_{a,y} = N_{a,y} \cdot W_{a,y} \frac{F_t}{(F_t + M)} \left(1 - e^{-(F_t + M)} \right), \quad (4)$$

where $Y_{a,y}$ is the catch-at-age a of each year y , $N_{a,y}$ is the number of red spiny lobster at age a in year y , $W_{a,y}$ is the weight equivalent to $N_{a,y}$. Given the established initial conditions, the values of $Y_{a,y}$ were adjusted by varying the initial number of recruits and linked to the equations described above until the condition of the following equation was fulfilled,

$$\sum_a^{\lambda} Y_{a,y} = Y_{y(\text{REC})}, \quad (5)$$

where $Y_{y(REC)}$ is the yield recorded during the year y , $a = 7$ years, and $t_\lambda = 3/K$ or longevity, where K is the growth constant of the von Bertalanffy growth equation and $t_\lambda = 25$ years. Use of the catch equation was made for each year in the time-series analysed. For the estimation of M , the criterion proposed by Jensen (1996, 1997) was adopted, where $M = 1.5 * K$ (Table 2). Estimations of the stock biomass and the exploitation rate $E = [F/(M+F)]$ following Sparre & Venema (1995) were made for each age-class in every fishing year analysed by the model. These values were compared to the E value at the F_{MSY} level, corresponding to the maximum exploitation rate that a fishery attains before the stock is over exploited. A diagnosis of which years of the series the stock was under or over exploited was then made, providing an easy way to recommend either a further increase or decrease of F .

Annual cohort abundance ($N_{a,y}$) coming from ages older than age-at-maturity ($tm = 5$ years) were used to estimate the abundance of adults (S_y) over the each year, whereas the abundance of the one-year-old group was used as the number of recruits (R_y). The stock-recruitment relationship was evaluated by using the Beverton & Holt (1957) model in the form,

$$R_{y+1} = \frac{a'S_oS_y}{S_y + b'S_o} \quad (6)$$

where R_{y+1} is the number of one-year-old recruits in year $y+1$, S_y is the number of adults in year y , S_o is the maximum number of adults in the population, and a' and b' are parameters modified from the original model where a' is the maximum number of adults and b' is the initial slope of the recruitment line. The values of the parameters used as input are shown in Table 2.

The spiny lobster fishery along the Baja California peninsula is a trap-based activity, where traps are the only authorized means of exploitation. According to data of our interviews, the average catch per fisher during a fishing season is 1,130 kg, and they sell their landed whole lobster for \$27.00 USD per kilo. No previous data providing information on this topic has been published.

Additionally, we describe some oceanographic features, examined by other authors, as important information that possibly explain their influence as ecological driving factors which may explain their role on the lobster biology and in support to the fishermen's statements.

THE EXPLOITED STOCK

Parameter values used as input and equations are shown in Table 2. The socioeconomic analysis of the fishery was made through

the explicit consideration of the costs of fishing per boat per fishing day, the number of boats, the number of fishermen per boat, and the number of fishing days during the fishing season. All of these variables affect the costs of the activity.

The value is the price at the dock of the spiny lobster landed; the profits, which are the difference between the costs and the value, is known, and the value (the Benefit) divided by the Cost is the B/C ratio. In the simulation, the costs of fishing and catch value were assumed to be constant over time. The information of the 2008 fishing season allowed us to reconstruct the economic trend of the fishery.

RESULTS

THE ECOSYSTEM FRAMEWORK

Despite in these characteristics of water masses may reside the explanation of differences in stock numbers, a low but significant correlation between the number of recruits and the number of adults with the Southern Oscillation Index (SOI) was found, as seen in Figure 2 A, B. Time series showed oscillations over time but with decreasing trends, when were compared to inter annual and decadal climate indices. Negative correlations were found with the SOI $r = -0.47$ ($P < 0.0001$) for recruits, and $r = -0.48$ ($P < 0.0001$) for adults and presented graphically (Fig. 2 A, B) as anomalies of the number of individuals (recruits and adults) with the SOI. Correlations with others climate indices were not significant (Table 1).

STOCK ASSESSMENT AND DIAGNOSIS OF THE FISHERY

The model was fitted to 62 years of catch data. Fit occurred once catch records and simulated yield were the same year by year (Fig. 3); therefore, all variability was assumed to be caused by fishing mortality. The assessment of the stock indicates that the catch has been essentially stable, excepting the last 15 years, when it displayed a clear increasing trend, reaching its maximum in 2011 with 2,270 t, although this trend begun since 1982, when 1,135 t were caught. By contrast, the stock biomass has declined since 1991 when it was 22,874 t as consequence of the fishing intensity and decreasing to 13,988 t in 2012. This may be interpreted as a warning sign, suggesting the need to control fishing effort.

Fishing intensity was evaluated through the variables F and E , displayed in Figure 4, whose values were estimated through the same time scale as the catch. According to the trends, the figure showing an oscillating but gradual increase in fishing pressure for approximately three decades. However, these trends suggest that the stock has been under exploited excepting the last two years, when the F and the E exceed the lines F_{MSY}

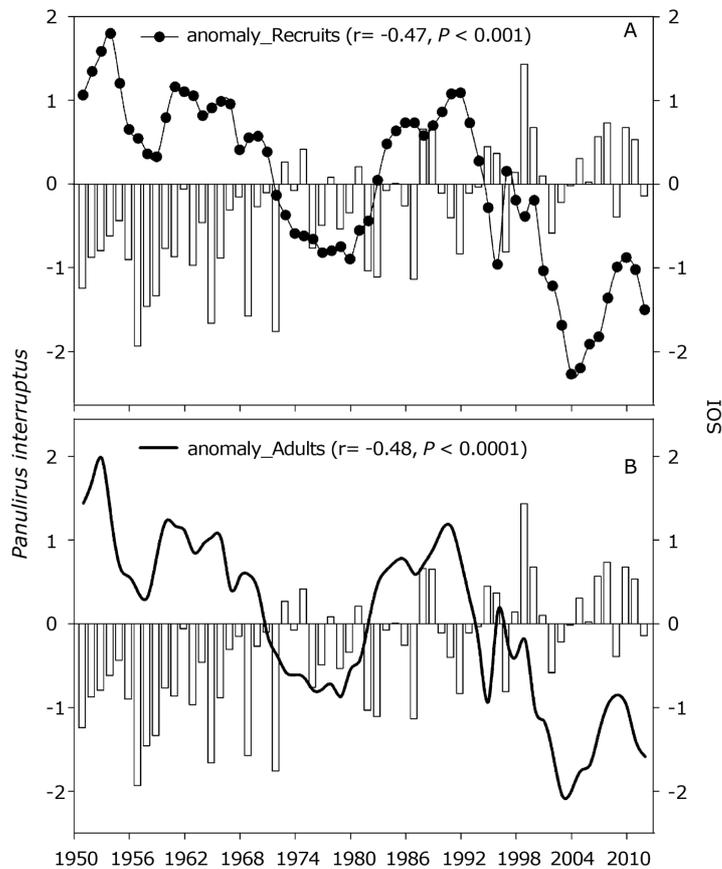


Figure 2. Effect of climate variability expressed by the Southern Oscillation Index (SOI) on the number of recruits and the number of adults of the west coast of the central Baja California peninsula. Correlations are low but significant / Efecto de la variabilidad del clima expresado mediante el índice de Oscilación del Sur (SOI) sobre el número de reclutas y el número de adultos en la costa oeste central de la península de Baja California. Las correlaciones fueron bajas pero significativas

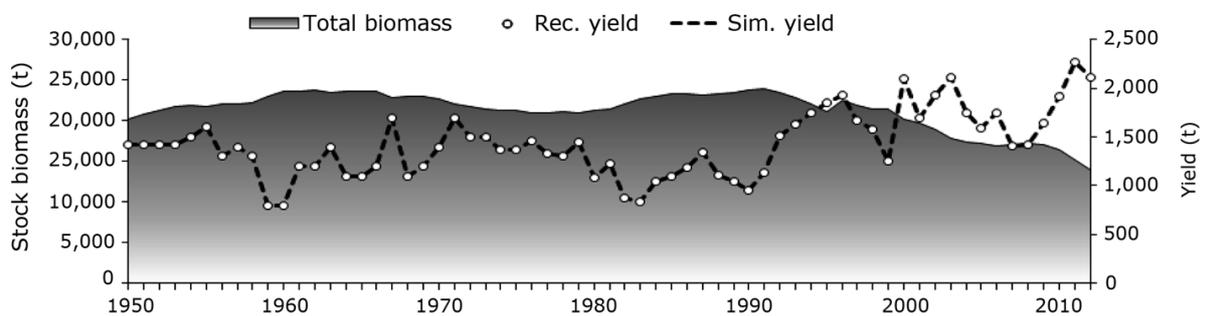


Figure 3. Model fitted to the catch data series of the California spiny lobster exploited in Mexican waters for the years 1950-2012. The catch biomass shows an increasing trend and the stock a decline since 1991. Rec., Records and Sim., simulated / Modelo de simulación alimentado con la serie de datos de la captura de la langosta roja explotada en aguas mexicanas con datos del período 1950-2012. La biomasa de captura muestra una tendencia al incremento y la biomasa del stock en un descenso a partir de 1991. Rec., Registros y Sim., simulación

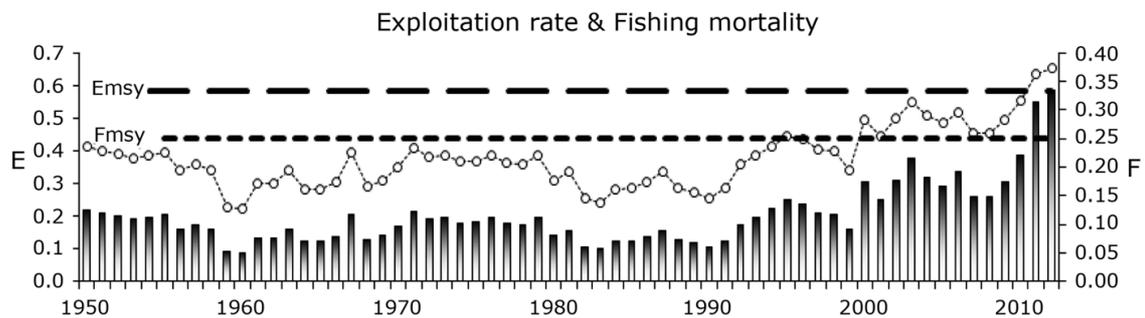


Figure 4. Trend of the F (fishing mortality, bars) and E (exploitation rate, dotted line) variables, as a step for the diagnosis of the California spiny lobster fishery. In both cases, these variables display a stable trend until the year 1983, when they began to grow. However, the stock has been underexploited throughout all this period, excepting the last two years / Tendencias de F (mortalidad por pesca, barras) y E (tasa de explotación, línea de puntos), como etapas para el diagnóstico de la pesquería de langosta roja. En ambos casos, las variables muestran una tendencia de estabilidad hasta el año 1983, cuando comienzan a incrementar. Sin embargo el stock ha sido subexplotado durante todo este periodo, excepto los dos últimos años

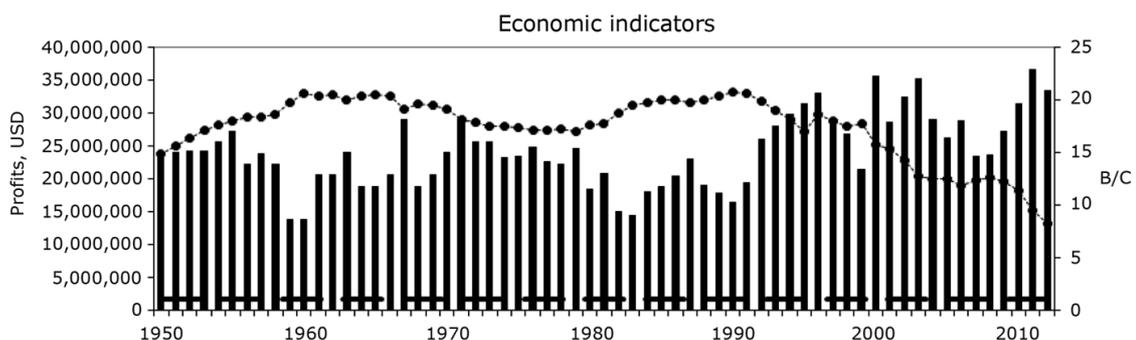


Figure 5. Profits (bars) and Benefit/Cost ratio (B/C, dotted line) of the California spiny lobster fishery of west Baja California, a profitable activity. The economic equilibrium level is shown as a horizontal dotted line / Utilidades (barras) y razón Beneficio/Costo (B/C, línea de puntos) de la pesquería de langosta roja, una actividad rentable. El nivel de equilibrio económico se muestra como una línea de rayas horizontal

and E_{MSY} , or in other words, the threshold of over exploitation (Fig. 4). The oscillation over time might be a result of a climatic effect, as shown in Figure 2.

The economic performance of the fishery is indicated in Figure 5, where a representation of the profits and the B/C ratio is displayed, as well as the economic equilibrium level, when benefits and costs are the same. The profits, represented by bars, indicate that this is a profitable fishery, where most fishing seasons have profits above USD \$20 Million, reaching higher values through the last two decades. This condition seems to be a consequence of the high yields obtained after 1995. However, these benefits had as consequence, a reduction in the economic efficiency of fishing activity, here indicated by the B/C ratio, which despite being high during most years, display

a consistent decline trend since the last two decades, attaining a value still high in 2012, of 7 times de cost of fishing (Fig. 5). It is remarkable to find out that here, as in many other fisheries, the combination of population parameter values and economic variables may impose constrains to the exploitation as seen in this fishery, in years when stock is under exploited, which without any other consideration, suggests that more effort could be addressed to achieve higher yields. However, when economic variables are taken into account, it is evident that beyond certain level of fishing effort, the fishery will stop being profitable, leading to economic crisis, because fishing pressure makes the exploitation more expensive, approaching the level to become unprofitable, as seen in Figure 6 A, B.

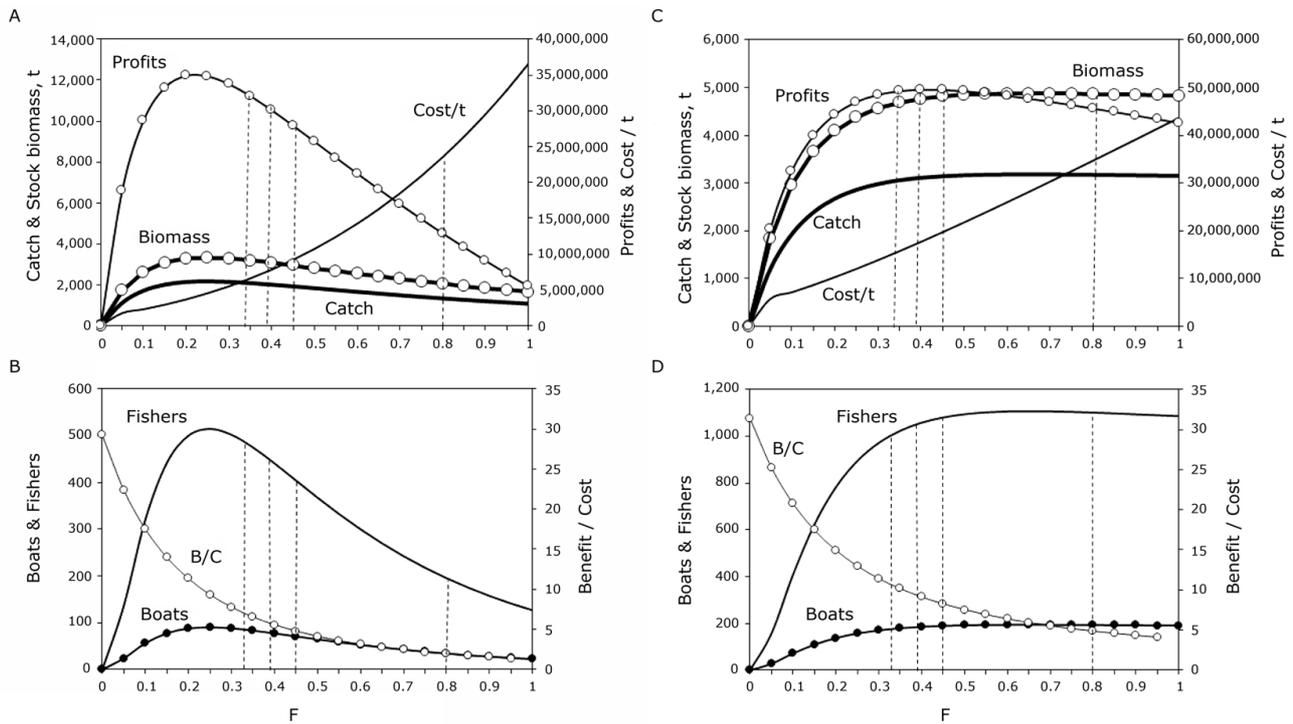


Figure 6. Stock response of the spiny lobster fishery of the Baja California peninsula, showing the potential yield and potential profits, together with the stock biomass and the cost per t caught (A), and the number of fishermen, boats, and B/C ratio (B) as a function of the fishing mortality (F). Maximum profits (MEY) are attained at a lower level of F than the one required for the maximum yield (MSY). The maximum number of fishermen and boats reach their maximum at the same F value as the MSY. The maximum B/C ratio is found at the lowest value of F and declines monotonically with a higher fishing intensity. Four vertical lines indicate the fishing scenarios, but only the one at $F=0.33$ corresponds to the left-side figure. At $F=0.39$, the MEY per fisherman; at $F=0.45$, the line of the MEY level is displayed; the current condition of the fishery is at $F=0.5$; and on the right side, the line at $F=0.8$ indicates the MSY level. The scenario of the current condition is found with $t_c=7$ in A and B at the left side; the three other scenarios correspond to $t_c=8$ and their trends are shown in C and D / Respuesta de la población de langosta roja, donde se muestran el rendimiento y las utilidades potenciales, junto con la biomasa del recurso, y el costo por t capturada (A); además, el número de pescadores, de embarcaciones y la razón B/C (B), todas en función de la mortalidad por pesca (F). Las utilidades máximas (MEY) se alcanzan en un nivel de F más bajo que el que requerido para el rendimiento máximo (MSY). El número máximo de pescadores y el de embarcaciones se alcanzan en el mismo valor de F que el rendimiento (MEY). El valor más alto de la razón B/C se encuentra en el valor más bajo de F y disminuye uniformemente conforme aumenta la intensidad de pesca. Cuatro líneas verticales indican los escenarios de pesca, pero solo el de $F=0.33$ corresponde a la figura de la izquierda. En $F=0.39$, el MEY por pescador; en segundo lugar, con $F=0.45$, la condición actual de la pesquería, a la mitad se indica el nivel del MEY (Rendimiento Económico Máximo) con una $F=0.5$; y a la derecha, con $F=0.8$, el nivel del MSY (Rendimiento Máximo Sostenible). El escenario de la condición actual se encuentra a una edad de primera captura $t_c=7$ en A y B a la izquierda; los otros tres escenarios corresponden a $t_c=8$ y sus tendencias se muestran en C y D

MANAGEMENT SCENARIOS

Once the model is fitted to catch data of the red spiny lobster, it allows simulating fishing scenarios by applying the catch equation to the reconstructed age structure and assigning F values (Figs. 6 A to D).

Numerical output provides a convenient solution to generate fishing scenarios and to propose management regulations; for comparison the performance of some of the output variables, the condition of the 2012 fishing season is the current condition used as reference. By keeping the current $t_c=7$ years or a length of 25.3 cm, the output produces a line describing potential

yield as a function of F , indicating which is the fishing intensity producing the current yield (1,725 t). The MSY (3,709 t) is found at $F=0.8$ and $t_c=8$ years. Two other management options are F_{MEY} , at the combination of $F=0.39$ and $t_c=8$ (or 27.6 cm) producing the highest catch of 3,709 t and profits = USD \$ 58,976,554. The last scenario examined, is the Maximum Economic Yield per fisher, whose reference values are $t_c=8$ years, $F=0.39$, $C=3,602$ t, and Profits/Fisher = \$ 127,827. Numerical data describing these scenarios are shown in Table 3.

Table 3. Management scenarios of the red spiny lobster of the fishery at the west central coast of the Baja California peninsula, showing numerical values of Profits and B/C ratio shown on Figure 5. Other additional 16 variables are also presented / Escenarios de gestión de la pesquería de langosta roja en la costa oeste central de la península de Baja California, se muestran los valores numéricos de las variables Utilidades y la razón Beneficio/Costo (B/C) presentadas en la Figura 5. También se muestran los valores de otras 16 variables

Indicators	Current 2012	F _{MSY}	F _{MEY}	Fmey/fisher
Stock Biomass	15,564	17,524	21,416	22,569
F (/yr)	0.3340	0.80	0.45	0.39
Exploitation Rate	0.58	0.82	0.72	0.69
CATCH	1,725	3,709	3,652	3,602
C.V.	21.14	21.14	21.14	21.14
VALUE	31,050,000	66,759,232	65,740,405	64,836,319
DAYS	41,092	107,363	60,392	52,753
Direct Jobs	87	488	474	461
BOATS	41	242	234	228
CAPACITY	87,790	115,453	115,453	115,453
Days/Boat/Season	180	100	100	100
Costs/Boat/day	112	112	112	112
Total Costs/Boat	20,160	11,200	11,200	11,200
TOTAL COSTS	4,602,317	12,024,624	6,763,851	5,908,335
Costs/Catch	2,668	3,242	1,852	1,640
B/C	6.7	5.6	9.7	11.0
PROFITS	26,447,683	54,734,608	58,976,554	58,927,984
PROFITS/BOAT	642,607	226,434	251,604	258,457
PROFITS/FISHER	302,904	112,058	124,474	127,827
Age of 1st CATCH	7	8	8	8
Total length, cm	25.30	27.6	27.6	27.6

DISCUSSION

THE ECOSYSTEM

The study area can be seen as the most productive for the two main fisheries, abalone and red spiny lobster. This consideration leads to expect that the fishing grounds should be in the core of the highest regional peaks of productivity. However, studies on the areas acknowledged as Biological Activity Centres (BACs) of the Mexican Pacific (Lluch-Belda 2000, Lluch-Cota & Teniza-Guillén 2000, Morales-Zárate *et al.* 2000, Muñoz-Mejía *et al.* 2000), suggest that the fishing grounds lay between contiguous BACs, but none of the latter ones is directly overlapped to the study area. Therefore, a different explanation is suggested by Arreguín-Sánchez (2000) and Lluch-Cota & Teniza-Guillén (2000), who state that the BACs play a role of sources of productivity exporting the primary productivity to their marginal zones, like Tortugas Bay, where it is used by primary consumers; the two exploited stocks have their centres of the highest fisheries production there. The possibility that the concentration of human beings could be another reason must be discarded, because based on their isolation from other human

activities, the most likely reason supporting the idea that the fishing village exploiting these resources exists is because they are close to the fishing grounds, not the other way around. The intertidal habitat is used by juvenile lobsters and for this reason it is particularly vulnerable, due to its proximity to anthropogenic activities, human impacts and environmental processes (Robles 1997, Withy-Allen 2010).

In addition, it seems to be correlation between the settlement of lobster post larvae and the commercial catch, with a five-year delay (Arteaga-Ríos *et al.* 2007), associated to the influence of El Niño Southern Oscillation. Evidence of the impact of the SOI event was previously demonstrated by Chávez & Castro-Ortiz (2010a, b), and its effect is confirmed here. It is remarkable to find out that the number of recruits as well as the number of adults display a consistent decline over more than 60 years, leading to conclude that in the long term, the climate has stronger effect on the stock biomass of this and other

species. By contrast, in short term, the fishing pressure may have a more evident effect, and sometimes, fishing intensity may have a synergistic impact with that of the climate, accelerating a decline or an increase. However, this seems to be not the case of the spiny lobster stock being analysed.

Temperature has a decisive influence on the distribution, physiological processes, metabolism and reproduction of marine organisms (Lindberg 1955, Ayala *et al.* 1973, Vega *et al.* 1991, Vega 2003). The event El Niño Southern Oscillation is one of the most important factors that determine climate variability and ecosystem structure within the area of influence of the California Current System and its impact defines the reproductive success of many species. Its effect on the spiny lobster stock is evident.

However, we could not find a more detailed evidence than the SOI index to explain which factors may be responsible for higher or lower catches in the study area, although it sounds like a logical explanation to expect that this aspect of local characteristics of oceanic current may have influenced the concentration of post larvae increasing recruitment and enhanced catch in the central portion of the study area.

Larval retention and transport northward increases in years when El Niño events occur; during these periods, the Ekman transport offshore is reduced and the warm tropical waters penetrate northward along the coast of Mexico to southern California (Pringle 1986, Pollock 1992). Seasonal upwelling caused by wind, incorporates subsurface nutrient-rich cold water into the surface along the coast when it is known that the coastal zone is significantly more productive than the rest of the oceans, especially in areas of upwelling along the eastern margins of the great eddies. It has been shown that a very significant portion of total productivity of the system is provided by the advection of the California Current, itself, especially that related to the abundance of macro zooplankton (Lluch-Belda 2000, Phillips & McWilliams 2011). Pringley (1986) stated that low temperatures tend to delay the development process together with ocean dynamics. Conversely, warm temperatures during El Niño events promote early maturity of adults, and significantly accelerating embryonic development (Phillips & Sastry 1980, Pollock 1992, Vega 2003, Ortuño-Manzanares 2010).

Our approach to explain these differences in catch along a latitudinal gradient, did not allow us to demonstrate which environmental variables are the responsible ones, but the SOI is a good indicator that a complex influence of climatic variability drives the trends in the survival of recruits with different intensity and what we see is just an instantaneous image of a continuous process through evolutionary process.

THE FISHERY

The reason why the effect of the climate just mentioned is not quite clear is explained by the fact that the maturity age is 5 years and the age of first catch is 7 years. This circumstance allows two years of young adults to reproduce and replace the stock with enough recruits contributing to maintain a steady population over time and for this reason, a surplus production of recruits compensates the declining trend induced by the climate.

Sensitivity of the model FISMO, to a range of parameter values was tested after being translated into its Matlab version (Neilson 2010a, b), finding that it provides higher resolution of F_{MSY} estimates, indicating that the California portion of the spiny lobster fishery is stable.

The fishery of the west coast of Baja California is a profitable activity and the stock biomass indicates a stable trend through the late eighties, followed by a decline since the early nineties till the last year of data series leading to a condition of over exploitation through 2011 and 2012. Conversely, the catch displayed an increasing intensity since the middle eighties, and this is interpreted as the reason of the decline of the stock biomass. With the intention to explain the apparent misinterpretation of the condition of the fishery which was diagnosed as overexploited between 2003 and 2008 (Chávez & Gorostieta 2010), the model inputs used in that paper were critically examined, finding two possible explanations, in first place, the t_0 parameter value that was used is negative; secondly, the age of first catch is 4 years for males and 7 for females, as stated by Vega (2003), this may be confusing and the use of a common growth model for both sexes introduces considerable bias. Depending on the age used as input, the stock biomass estimated by the model may produce big differences and therefore could lead to a misinterpretation of the diagnosis; in the present paper the t_0 value used also was 7 years, because at that age is when females are mature. Here, the t_0 value used as input has a positive sign, based on the consideration that the von Bertalanffy growth model describes the trend line of growth as long as the animals maintain the same shape, and let us remind that the spiny lobster has a long lasting larval stage of 7-9 months drifting in the sea and its shape is considerable different than that of the benthic phase; this may imply big difference in the estimation of the stock biomass. Another significant difference between this and the paper by Chávez & Gorostieta (2010) was found in the value of the parameter b of the allometric equation, in that paper a value of $b=3$ was used as an approximation, and in this one the value of 2.8 was applied; this difference implies that with $b=3$, $W_\infty = 7,135$ g and when

$b=2.8$, the asymptotic weight is only 3,847 g, producing a big difference in the stock biomass. This difference implies that for a given catch, two very different F values would be required. These differences emphasize the importance of applying the most accurate parameter values to obtain unbiased estimation of the stock biomass. Many other scenarios can be created and they can be conceived by the imagination, but constrained by its practical application. So far, the ones evaluated here are the most evident and with better chances to be adopted according to the circumstances and the political will in the moment when they could be applied.

Finally, it is necessary to update the information enabling to review and adopt the most accurate parameter values according to the most recent data available, allowing reduction of any bias and assessing exploited stocks more closely to reflect regulatory mechanisms more appropriate to the biological characteristics of the species. This way, it is expected that it will be achieved the design of a more suitable management plan for the California lobster fishery.

ACKNOWLEDGEMENTS

To anonymous reviewers read the manuscript and made valuable suggestions. E. Chavez holds a research grant from COFAA and EDI, IPN.

LITERATURE CITED

- Arreguín-Sánchez F. 2000.** Modelación de flujos de biomasa en centros de actividad biológica. En: Lluch-Belda D, J Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota & G Ponce-Díaz (eds). BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano, pp. 13-28. CIB-CICIMAR-CONACyT, México.
- Arteaga-Ríos LD, J Carrillo-Laguna, J Belmar-Pérez & SA Guzmán Del Proó. 2007.** Post-larval settlement of California spiny lobster *Panulirus interruptus* in Bahía Tortugas, Baja California and its relationship to the commercial catch. *Fisheries Research* 88: 51-55. <doi:10.1016/j.fishres.2007.07.007>
- Ayala MY, J Pineda & SA Guzmán Del Proó. 1973.** Explotación de la langosta roja en el estado de Baja California durante la temporada 1971-1972. Análisis de la composición por tallas de la captura comercial. *Serie Informativa INP/SI*, pp 33-48
- Beverton RJH & SJ Holt. 1957.** On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations*, London, Series II 19: 1-533.
- Casas-Valdez M, E Serviere-Zaragoza, D Lluch-Belda, R Marcos & R Aguilar-Ramírez. 2003.** Effect of climatic change on the harvest of the kelp *Macrocystis pyrifera* on the Mexican Pacific coast. *Bulletin of Marine Science* 73(3): 545-556.
- Castañeda-Fernández-de-Lara V, E Serviere-Zaragoza & S Hernández-Vázquez. 2005.** Feeding ecology of juvenile spiny lobster, *Panulirus interruptus*, on the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39: 425-435.
- Chávez EA. 2005.** FISMO: A Generalized Fisheries Simulation Model. In: Kruse GH, VF Gallucci, DE Hay, RI Perry, RM Peterman, TC Shirley, PD Spencer, B Wilson & D Woodby (eds). *Fisheries assessment and management in data-limited situations: Proceedings of the Symposium Assessment and Management of New and Developed Fisheries in Data-Limited situations*. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks, Anchorage, pp. 659-681.
- Chávez EA. 2014.** Un modelo numérico para la administración sustentable de las pesquerías. *CICIMAR Oceanides* 29(2): 45-56.
- Chávez EA & JL Castro-Ortiz. 2010a.** Effect of global change on the fish catch off the Mexican Pacific coast. *Globe International Newsletter* 16(1): 52-55.
- Chávez EA & JL Castro-Ortiz. 2010b.** Impacto del cambio climático sobre las pesquerías de la zona de transición cálido-templada del Pacífico oriental mexicano. In: López-Martínez J (ed). *La variabilidad ambiental y las pesquerías de México*, pp. 70-83. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, SAGARPA, México.
- Chávez EA & M Gorostieta. 2010.** Bioeconomic assessment of the red spiny lobster fishery of Baja California, Mexico. *CalCOFI Report* 51: 153-161.
- Croux C & C Dehon. 2010.** Influence functions of the Spearman and Kendall correlation measures. *Statistical Methods & Applications* 19: 497-515.
- Di Lorenzo E, J Fietcher, N Schneider, A Bracco, AJ Miller, PJS Franks, SJ Bograd, AM Moore, AC Thomas, W Crawford, A Peña & AJ Hermann. 2009.** Nutrient and salinity decadal variations in the central and eastern North Pacific. *Geophysical Research Letters* 36: 1-6.
- Durazo R, AM Ramírez-Manguilar, LE Miranda & LA Soto-Mardones. 2010.** Climatología de variables hidrográficas. En: Gaxiola-Castro G & R Durazo-Arvisu (eds). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007*, pp. 25-57. SEMARNAT - INE - CICESE - UABC, México.
- Edwards MS. 2004.** Estimating scale-dependency in disturbance impacts: El Niño and giant kelp forests in the northeast Pacific. *Oecologia* 138: 436-447.
- Edwards MS & G Hernández-Carmona. 2005.** Delayed recovery of giant kelp near its southern range limit in the north Pacific following El Niño. *Marine Biology* 147: 273-279.
- Gaxiola-Castro G, J Cepeda-Morales, S Nájera-Martínez, TL Espinosa-Carreón, ME De-La Cruz-Orozco, E Aguirre-Hernández & JP Cantú-Ontiveros. 2010.** Biomasa y producción de fitoplancton. En: Gaxiola-Castro G & R Durazo-Arvisu (eds). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007*. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California, pp. 59-85. SEMARNAT-INE-CICESE-UABC, México.

- Graham MH. 2004.** Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7: 341-357.
- Graham MH, JA Vásquez & AH Buschmann. 2007.** Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 43: 39-88.
- Guzmán del Proó SA, SR Mille-Pegaza, R Guadarrama-Granados, S de la Campa de Guzmán, J Carrillo-Laguna, A Pereida-Corona, J Belmar-Pérez, MJ Parra-Alcocer & AC Luque-Guerrero. 1991.** La comunidad bentónica de los bancos de abulón (*Haliotis* spp. Mollusca: Gastropoda) en Bahía Tortugas, BCS, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 36: 27-59.
- Guzmán del Proó SA, L Carreón-Palaú, J Belmar-Pérez, J Carrillo-Laguna & R Herrera-Fragoso. 2003.** Effects of the 'El Niño' event on the recruitment of benthic invertebrates in Bahía Tortugas, Baja California Sur. *Geofísica Internacional* 42(3): 429-438.
- Hemingway GT. 1979.** A description of the California Current ecosystem by factor analysis. *CalCOFI Report* 20: 164-183.
- Hilborn R & C Walters. 1992.** Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty 2: 177-186. Chapman & Hall, London
- Jensen AL. 1996.** Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade of reproduction and survival. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 53: 820-822.
- Jensen AL. 1997.** Origin of the relation between K and L_{∞} and synthesis of relations among life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 987-989.
- Lindberg RG. 1955.** Growth, population dynamics, and field behaviour in the spiny lobster, *Panulirus interruptus* (Randall). University of California, Publication Zoological 59: 157-248.
- Lluch-Belda D. 2000.** Centros de actividad biológica en la costa occidental de Baja California. En: Lluch-Belda D, J Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota & G Ponce-Díaz (eds). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano, pp. 49-64. CIB-CICIMAR-CONACyT, México.
- Lluch-Cota D & G Teniza-Guillén. 2000.** BAC versus áreas adyacentes: una comparación de la variabilidad interanual de pigmentos fotosintéticos a partir del Coastal Zone Color Scanner (CZVS). En: Lluch-Belda D, J Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota, G Ponce-Díaz (eds). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano, pp. 199-218. CIB-CICIMAR-CONACyT, México.
- Mantua NJ, SR Hare, Y Zhang, JM Wallace & RC Francis. 1997.** A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 1069-1079.
- Morales-Zárate MV, SE Lluch-Cota, D Voltolina & EM Muñoz-Mejía. 2000.** Comparación entre zonas de alta actividad biológica en la costa occidental de Baja California: Punta Eugenia y Punta Baja. En: Lluch-Belda D, J Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota & G Ponce-Díaz (eds). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano, pp 99-110. CIB-CICIMAR-CONACyT, México.
- Muñoz-Mejía E, SE Lluch-Cota, D Voltolina & V Morales-Zárate. 2000.** Exploración de la capacidad predictiva de los BAC en espacio y tiempo: Punta Eugenia y el sur de California. In: Lluch-Belda D, J Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota & G Ponce-Díaz (eds). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano, pp. 87-98. CIB-CICIMAR-CONACyT, México.
- Neilson D. 2010a.** CDFG California Spiny Lobster Stock Assessment, Synopsis, 2 pp. California Department of Fish and Wildlife Service, Monterey. <<https://www.wildlife.ca.gov/Conservation/Marine/Lobster-FMP/Assessment>>
- Neilson D. 2010b.** CDFG California Spiny Lobster Stock Assessment, 21 pp. Executive Summary and California Department of Fish and Wildlife Service, Monterey. <<https://www.wildlife.ca.gov/Conservation/Marine/Lobster-FMP/Assessment>>
- Ortuño-Manzanares G. 2010.** Larvas filosoma de langosta roja (*Panulirus interruptus*) durante el año 2000. En: Gaxiola-Castro G & R Durazo-Arvisu (eds). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California, pp. 365-380. SEMARNAT-INE-CICESE-UABC, México.
- Phillips BF & PS McWilliam. 2011.** The pelagic phase of spiny lobster development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 43(11): 2153-2163.
- Phillips BF & AN Sastry. 1980.** Larval ecology. In: Cobb JS & BF Phillips (eds). The biology and management of lobsters. Volume II. Ecology and management of lobsters, pp. 11-57. Academic Press, New York.
- Pollock DE. 1992.** Palaeoceanography and speciation in the spiny lobster genus *Panulirus* in the Indo-Pacific. *Bulletin of Marine Science* 51(2): 135-146.
- Ponce-Díaz G, SE Lluch-Cota, JJ Bautista-Romero & D Lluch-Belda. 2003.** Multiscale characterization of the sea temperature in an area of abalone banks (*Haliotis* spp.) at Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 29(3): 291-303.
- Pringle JD. 1986.** California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) larval retention and recruitment: a review and synthesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2142-2152.
- Robles CD. 1997.** Changing recruitment in constant species assemblages: implications for predation theory in intertidal communities. *Ecology* 78(5): 1400-1414.

- SAGARPA. 2013.** Carta Nacional Pesquera. Secretaría de Agricultura, 236 pp. Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
- Sparre P & SC Venema. 1995.** Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306/1 Rev. 1: 1-420.
- Spearman C. 1904.** General intelligence objectively determined and measured. *American Journal of Psychology* 15: 201-293.
- Vega VA. 2003.** Reproductive strategies of the spiny lobster *Panulirus interruptus* related to the marine environmental variability off central Baja California, Mexico: management implications. *Fisheries Research* 65: 123-135.
- Vega VA & DB Lluch-Cota. 1992.** Análisis de las fluctuaciones en los volúmenes de langosta (*Panulirus* spp.) del litoral oeste de la Península de Baja California, en relación con el desarrollo histórico de la pesquería y la variabilidad del marco ambiental. Noviembre 1991. En: Memorias del Taller Internacional México-Australia sobre reclutamiento de los recursos marinos bentónicos de la Península de Baja California, pp. 191-212. IPN / ENCB / CICIMAR-INAPESCA, La Paz, Baja California Sur, México.
- Vega VA, AJ González, QM Espinoza, CG Ortiz, MJ León, RMA Turrubiates, J Reinecke, C Singh, M Muciño, GE Michel & AE Castro. 1991.** Patrón reproductivo de la langosta roja (*Panulirus interruptus*) (Randall, 1840) en la costa oeste de la Península de Baja California y sus variaciones espacio temporales en relación con la regulación (veda) de su explotación, 45 pp. Informe Técnico del Instituto Nacional de la Pesca, CRIP, La Paz.
- Withy-Allen KRY. 2010.** California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) movement behavior and habitat use: Implications for the effectiveness of marine protected areas. Thesis of Master of Science in Biology, San Diego State University, San Diego, 57 pp.

Received 10 October 2015 and accepted 11 October 2016

Editor: Claudia Bustos D.