

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Ecología funcional de los ensamblajes de macroinvertebrados
epibentónicos en el norte del Golfo de California.**

Tesis para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Francisco Rubén Castañeda Rivero

Ensenada, Baja California, México
2017.

Tesis defendida por
Francisco Rubén Castañeda Rivero

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Director de tesis

Miembro del comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Dra. Mónica Elizabeth Tentori Espinosa



Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes
Coordinador del Posgrado en Ecología marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Francisco Rubén Castañeda Rivero** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

Ecología funcional de los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos en el norte del golfo de California.

Resumen aprobado por:

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Director de tesis

Los ecosistemas de fondos rocosos, característicos de algunas regiones del golfo de California, se destacan por su alta complejidad estructural, endemismo de su fauna y la alta productividad marina estacional. Entre los grupos taxonómicos más versátiles y relevantes en relación a su papel ecológico, se encuentran los macroinvertebrados epibentónicos, siendo un grupo heterogéneo muy estudiado para el golfo de California desde un enfoque taxonómico estructural. No obstante, gran parte de los procesos ecosistémicos dependen de la función de los organismos y, por ende, de estudios con una visión funcional. En el presente trabajo se cuantificó la diversidad taxonómica (estructura del ensamblaje y distinción taxonómica) y funcional (por grupos e índices) para los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos en 62 sitios de la región del norte del golfo de California. Se realizaron censos visuales mediante buceo tipo hooka empleando la metodología de cuadrante. Se registraron un total de 123 especies, de las cuáles destacan los equinodermos por su abundancia, riqueza y frecuencia de aparición. Los índices de la estructura del ensamblaje (S , H' , J' y λ) mostraron una alta riqueza, diversidad, y equidad en la mayoría de los sitios; mientras que los índices de distinción taxonómica (Δ , Δ^* , Δ^+ y Λ^+) mostraron más sensibilidad en evidenciar sitios con un parentesco mayor entre sus especies. Para la diversidad funcional se revisaron 37 características funcionales, definiéndose 24 grupos funcionales. La estructura funcional (S_{GF} , H'_{GF} y J'_{GF}) mostró diferencias no solo en el número de especies que presentaban los sitios (redundancia de especies), sino por la biomasa que representaban dentro de los grupos. Por su parte los índices de diversidad funcional (FD_Q , $FEve$ y $FDiv$) mostraron un panorama más general de la riqueza en funciones en algunos sitios, una distribución menos heterogénea de la biomasa de ciertas especies por su parentesco funcional y la baja competencia de recursos de las especies dominantes. Estos ensamblajes mostraron una alta redundancia, lo que representa que existe más de una especie que cumple la misma función. De las variables ambientales que se evaluaron ($T^\circ C$, S y O_2) no se pudo encontrar una relación debido al método estadístico utilizado, aunque se recomienda el uso de GLMs para los próximos estudios. Estos resultados ponen en manifiesto la importancia de hacer estudios funcionales ya que revelan patrones más claros de cambios de la diversidad en los ensamblajes.

Palabras clave: Macroinvertebrados epibentónicos, diversidad taxonómica y funcional, grupos funcionales, redundancia ecológica.

Abstract of the thesis presented by **Francisco Rubén Castañeda Rivero** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology

Functional Ecology epibenthic macroinvertebrates assemblages in the northern Gulf of California.

Abstract approved by:

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Thesis Director

Rocky reef ecosystems in the Gulf of California depict high structural complexity, endemism and high seasonal productivity. Epibenthic macroinvertebrates are among the most varied and relevant taxonomic groups and therefore well studied due to their ecological role, but from a taxonomic perspective. Nevertheless, most of the ecosystem processes depend on the function of the organisms and this is seldom studied. In this work, I quantified the taxonomic diversity (assemblage structure and taxonomic distinctiveness) as well as the functional diversity (by groups and indices) of the epibenthic macroinvertebrates assemblages in 62 sites from the northern Gulf of California. Visual census was conducted through semi-autonomous hooka diving, using quadrat along transects. A total of 123 species were recorded, from which echinoderms were the most abundant and frequent. The assemblage structure (S , H' , J' and λ) shows high values in most sites, whereas taxonomic distinctiveness indices (Δ , Δ^* , Δ^+ and Λ^+) were more sensitive to show relativeness among species. Functional diversity was assessed considering 37 functional characteristics, resulting on 24 functional groups. The functional structure (S_{GF} , H'_{GF} and J'_{GF}) was different both in the number of species at each site (redundancy of species) and biomass within groups. On the other hand, functional diversity indices (FD_Q , $FEve$ and $FDiv$) show more functional richness in some sites, more functional evenness on related species and low competition for resources among dominant species. These assemblages show high redundancy, which means that more than one species perform the same function. No correlation was found with environmental variables ($T^\circ C$, S and O_2), perhaps because of the statistical method used, so we are suggesting to use GLM as future work. These findings highlight the importance of performing functional analysis, in order to reveal clearer patterns in the diversity assemblages.

Keywords: Epibenthic macroinvertebrates, taxonomic diversity, functional diversity, functional groups, ecological redundancy.

Dedicatoria

*A mi familia que siempre estuvo en todo momento.
Con mucho cariño por su paciencia, amor
y apoyo incondicional.*

“Deja que los números cuenten su historia”

Agradecimiento

Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por la otorgarme la oportunidad de ser alumno de esta institución.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)**, por el apoyo económico otorgado a través del programa de becas de maestría a través del No. Becario 587157

Al proyecto **Evaluación de la biología y dinámica de población del pepino de mar (*Isostichopus fuscus* L.) y diseño de áreas de reproducción y explotación comercial en el estado de Baja California (Ref. SAGARPA–CONACYT 2013-2-02235).**

A mi director de tesis, **Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera**, porque sé que no fue fácil lidiar con alguien como yo, pero siempre has estado ahí, paciente, animándome y sobre todo por el apoyo y las oportunidades extra que me proporcionaste para crecer como estudiante. Gracias por el tiempo, dinero, comentarios, consejos, por preocuparte y presionarme para que termine en tiempo, pero sobre todo por sacarme de mi zona de confort y brindarme tu amistad que aprecio mucho. Porque palabras me faltan para expresar todo lo que gané en conocerlo y convertirme en su estudiante.

A la **Dra. Ma. Elena Solana Arellano** por adoptarme y hacerme sentir parte de su laboratorio de Ecología Matemática. Por brindarme su amistad y apoyo al grado de soportarme, guiarme, preocuparse por mi persona y mis problemas durante toda mi estancia en esta maestría. Gracias por darme la oportunidad de ser su ayudante en las asignaturas que impartía y en creer en mi para poder llevarlo a cabo, pero, sobre todo por recibirme a cualquier hora y asesorarme en todas mis dudas de estadística, siempre con una sonrisa y paciencia. Siempre será mi madre académica que quiero mucho.

A los miembros del comité, **la Dra. Ma. Elena Solana Arellano y Dra. Mónica Elizabeth Tentori Espinosa** por sus comentarios, paciencia y correcciones que ayudaron a mejorar y enriquecer este trabajo de tesis, así como mi conocimiento y mi crecimiento como persona. Se que fue un trabajo extenso y amplio.

A **Lesli Jovana** por ser mi apoyo, confidente y amiga más incondicional durante estos dos años, que, aunque la distancia nos separó nunca hizo falta las llamadas y los mensajes. Gracias por aguantar mis múltiples crisis, por escucharme y nunca juzgarme, ni asustarte con mis comentarios indecentes o detalles innecesarios, pero sobre todo por estar ahí siempre que necesité de alguien, ya sea para platicar, cantar, llorar o para mentársela al mundo.

Al Laboratorio de Ecología y Pesquerías de la Zona Costera (EPZC) y su equipo de trabajo: **Juan Manuel Galaviz, Ainoa y Abigail Pañola**. Gracias por todos los buenos momentos, las risas, los comentarios, los consejos y el apoyo, tanto en lo académico como en lo personal, sin ustedes no sé qué hubiera hecho en el proceso de la tesis.

Al señor **Juan Manuel Galaviz López**, no tengo las palabras para agradecer toda la ayuda que me brindaste, los ánimos, las bromas, las risas, los regaños, tu tiempo y apoyo incondicional que me hicieron crecer y madurar tanto en lo personal como en lo académico. 10 veces dudé si iba dar el ancho y 11 veces me dijiste, ánimo, sí sale, y cuánta razón tenías.

Al Laboratorio de Ecología Matemática: **Olga Flores, Selene, Adán, Juan Manuel, Luz, Michelle y David** por abrirme las puertas a su grupo de trabajo, gracias por su comprensión, disposición y por todo el apoyo brindado durante esta etapa.

A los responsables de las salidas campo: **Dahen, Adriana, Gina, Horacio y Francisco**, gracias por su tiempo, esfuerzo, desvelos y sobre todo apoyo en la identificación y pesado de los organismos.

A mi amigos y compañeros de generación: **Adán, Adolfo, Ainoa, Aldo, Blanquita, Consuelo (Chelo), Cynthia, Gabriel (Río), Gina, Gonzalo, José Luis, Lileni (Leni), Mariana, Pablo, Ricardo, Selene y Viridiana**, porque juntos empezamos (sufrimos) las materias y la tesis y juntos celebramos el logro de cada uno. Gracias por ser mi bonita familia ensanedense, por el gran compañerismo y solidaridad mostrada en este camino, ya que estando lejos de casa durante estos dos años, ustedes han sido esa base para no sentirse solo.

A mis amigos de ensenada y CICESE: **Zury, Karina, Ivonne, Joel, Eli, Don Rafa y Prof. Jorge**, por los ánimos, las buenas vibras, las salidas, las pláticas que disminuían mi estrés y subían mi ánimo.

A la generación 2016 de ecología marina: **Abril, Alesa, Aurorita, David, Felipe, Frida, Fimbres, Josue (Mochis), Milly, Paola, Roger, Tania y Violeta** por darme la oportunidad de ser su amigo y maestro en los cursos de programación en R, por sus comentarios, paciencia, interés y las risas que me sacaban durante todas las clases y las salidas de convivencia (fiestas). Sinceramente aprecio esa calidad de amistad y admiración hacia a mí por parte ustedes.

Al personal de CICESE, en especial a **Ely Farías, Lucy Román y Wendy Cárdenas** por las charlas psicológicas, motivacionales, apoyo y consejo en los tramites del CICESE o simplemente por el gusto de invitarme una taza de café o algún dulce, son una sonrisa gentil y con la actitud de ayudar

A **Paula Sgarlata, Bárbara Rojas y Georgina Ramírez** por ayudarme desinteresadamente con el tema de diversidad funcional y el uso del software **FDiversity** y **R** para su cálculo.

A mi **madre y padre, así como mis hermanas y mi familia** que estando lejos, jamás me dejaron solo en este camino, siempre apoyándome en todo y creyendo en mí. Siempre serán mi pilar y mi impulso para lograr más sueños que me proponga.

A todas las personas que no mencioné pero que desde cerca o lejos siempre estuvieron al pendiente de mí y me dieron ánimos para cumplir esta meta, gracias.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	i
Resumen en inglés.....	ii
Dedicatorias.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xi

Capítulo 1

1. Introducción	1
1.1.1 La ecología funcional en la ecología de comunidades.....	2
1.1.2 Cuantificación de la diversidad funcional.....	3
1.1.3 Relación entre la diversidad taxonómica y la diversidad funcional.....	5
1.1.4 Los macroinvertebrados epibentónicos como grupo de estudio.....	7
1.2 Antecedentes.....	8
1.3 Justificación.....	11
1.4 Hipótesis.....	12
1.5 Objetivos.....	12

Capítulo 2

2. Metodología	14
2.1 Área de estudio.....	14
2.2 Trabajo de campo.....	18
2.2.1 Toma de datos de <i>I. fuscus</i>	18
2.2.2 Toma de datos de los macroinvertebrados epibentónicos.....	18
2.2.3 Toma de datos de los parámetros ambientales	19
2.3 Análisis estadístico.....	19
2.3.1 Estandarización del esfuerzo de muestreo.....	19

2.3.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición.....	20
2.3.3 Estimación de la riqueza de especie esperada.....	22
2.3.4 Cálculo de los índices de la estructura del ensamble.....	24
2.3.5 Índices de distinción taxonómica.....	26
2.3.6. Modelo nulo: Ausencia de estructura de la comunidad.....	30
2.3.7 Rasgos funcionales.....	31
2.3.8 Grupos funcionales.....	34
2.3.9 Identificación y validación de los grupos funcionales.....	35
2.4.0 índice de la estructura funcional del ensamble.....	36
2.4.1 Índices de diversidad funcional.....	36
2.4.2 Redundancia ecológica.....	39
2.4.3 Kriging de los índices taxonómicos y funcionales.....	39
2.4.4 Relación entre los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales.....	40
Capítulo 3	
3. Resultados.....	41
3.1.1 Composición taxonómica de los macroinvertebrados epibentónicos.....	41
3.1.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición.....	45
3.1.3 Estimación de la riqueza de especie esperada.....	52
3.1.4 índices de la estructura del ensamble.....	53
3.1.5 Índices de distinción taxonómica.....	55
3.1.6 Modelo nulo: ausencia de estructura de la comunidad.....	56
3.1.7 Grupos funcionales.....	58
3.1.8 Índices de la estructura funcional del ensamble.....	60
3.1.9 Índices de diversidad funcional.....	61
3.2.0 Redundancia ecológica.....	63
3.2.1 Kriging de los índices taxonómicos y funcionales.....	65

3.2.2 Relación entre de los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales.....	75
Capítulo 4	
4. Discusión.....	78
4.1 Consideraciones iniciales.....	78
4.1.1 Composición del ensamble comunitario de macroinvertebrados epibentónicos en el norte del golfo de California.....	78
4.1.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición y la estimación de la riqueza esperada.....	82
4.1.3 Diversidad taxonómica.....	84
4.1.4 Diversidad funcional.....	90
4.1.5 Redundancia funcional.....	96
4.1.6 Relación entre de los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales.....	98
Capítulo 5	
5. Conclusiones.....	100
6 Literatura citada.....	102
Anexos	119

Lista de figuras

	Página	
Figura 1	Esquema de las posibles relaciones entre la diversidad funcional y la diversidad de especies. Modificado de Micheli y Halpern, (2005).....	6
Figura 2	Zona de estudio abarcando desde San Luis Gonzaga hasta el Paralelo 28.....	16
Figura 3.	Esquema teórico de la prueba de Olmstead-Tukey para ubicar a las especies de manera jerárquica.....	21
Figura 4.	Ejemplo de una clasificación taxonómica mostrando los pesos de la longitud de la trayectoria.....	27
Figura 5.	Procedimiento para obtener los grupos funcionales. Modificado de Wiedmann et al., (2014).....	34
Figura 6	Información cuantitativa de los diferentes niveles jerárquicos taxonómicos por cada phylum.....	41
Figura 7	Densidad total para cada uno de los phyla.....	42
Figura 8	Graficas de abundancia y cobertura de las especies por phylum.....	43
Figura 9	Ordenamiento de Olmstead-Tukey para los diferentes phylum de estudio. Las líneas rojas representan las medianas calculada para cada eje y la división jerarquica de las especies en dominantes(D), abundantes(A), frecuentes (F) y raras (R).....	47
Figura 10	Curvas de acumulación de especies de los estimadores no paramétricos: Chao 1, Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2. S observado representa a la Riqueza real.....	52
Figura 11	Gráficos de dispersión entre los índices de la estructura del ensamble. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.....	54
Figura 12	Gráficos de la relación de H' vs Δ y $\Delta+$ con su $\Lambda+$. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.....	56
Figura 13	Gráficos de Funnel del índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) y la variación de la distinción taxonómica ($\Lambda+$).....	57
Figura 14	Dendograma de agrupamiento para los 122 macroinvertebrados epibentónicos y la conformación de 24 grupos funcionales. La línea punteada roja denota los resultados de la prueba SIMPROF y la línea punteada negra el corte exploratorio.....	59
Figura 15	Relación entre la diversidad taxonómica y funcional con el índice de diversidad funcional de Rao (FD_Q) en los 62 sitios de estudio. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.....	62
Figura 16	Relación entre la diversidad taxonómica y funcional. A) Riqueza de especie y Riqueza de GF, B) Diversidad de especies (H') y diversidad funcional (H' de GF) en los 62 sitios de estudio. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.....	64

Figura 17	Kriging realizado para el índice de riqueza de especie (S), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor riqueza de especie interpolada.....	65
Figura 18	Kriging realizado para el índice de H' delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor diversidad de H' interpolada.....	66
Figura 19	Kriging realizado para el índice de equidad J' delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor equidad de J' interpolada.....	67
Figura 20	Kriging realizado para el índice de la diversidad taxonómica (Δ), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta diversidad taxonómica interpolada.....	68
Figura 21	Kriging realizado para el índice de la distinción taxonómica (Δ^*), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta distinción taxonómica interpolada.....	69
Figura 22	Kriging realizado para el índice de la distinción taxonómica promedio (Δ^+), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta distinción taxonómica interpolada.....	70
Figura 23	Kriging realizado para el índice de la variación de la distinción taxonómica promedio (Δ^+), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta distinción taxonómica interpolada.....	71
Figura 24	Kriging realizado para el índice de entropía cuadrática Rao, delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta diversidad funcional interpolada.....	72
Figura 25	Kriging realizado para el índice de la equidad funcional, delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta equidad funcional interpolada.....	73
Figura 26	Kriging realizado para el índice de la divergencia funcional, delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta divergencia funcional interpolada.....	74
Figura 27	Graficas de los residuales donde se muestra la distribución de la normalidad para el modelo de redundancia conforme a la riqueza (A) y diversidad (B). Del mismo modo, los gráficos de residuales vs predichos para observar de manera gráfica los supuestos de homocedasticidad, aleatoriedad e Independencia (C y D).....	139

Figura 28	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la riqueza de especie.....	139
Figura 29	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la diversidad de Shanon-Weaver.....	139
Figura 30	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la equidad de Pielou.....	140
Figura 31	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la diversidad taxonómica.....	141
Figura 32	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la distinción taxonómica.....	141
Figura 33	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del promedio de la distinción taxonómica promedio.....	142
Figura 34	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la variación de la distinción taxonómica promedio.....	143
Figura 35	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de entropía Rao cuadrado.....	143
Figura 36	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de equidad funcional.....	144
Figura 37	Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de divergencia funcional.....	145
Figura 38	Agrupación de los sitios de estudio con respecto a las especies que contienen....	188
Figura 39	Relación entre la distinción taxonómica promedio (Δ^+) y la diversidad de GF. La figura A y B de la izquierda muestran la dispersión de los puntos con respecto a la zona, mientras que las figuras de la derecha reflejan el ajuste (polinomial) entre ambos índices, $p < 0.001^{**}$	190

Lista de tablas

	Página
Tabla 1	Ubicación y meses de muestreo de los 62 sitios de muestreo, ordenados de norte a sur..... 16
Tabla 2	Ejemplo de la matriz de agregación de las especies 26
Tabla 3	Pesos ponderados para cada determinada rama en el nivel taxonómico..... 26
Tabla 4	Relevancia de cada rasgo funcional con referencia a los macroinvertebrados epibentónicos..... 33
Tabla 5	Rasgos funcionales de invertebrados utilizados para estimar la diversidad funcional. Categorías tomadas de Bremner et al., (2003); Pacheco et al., (2010) y Jiménez et al., (2015)..... 33
Tabla 6	Ejemplo de la codificación de un rasgo funcional categórico para tres diferentes especies..... 34
Tabla 7	Valores del IVB y Categoría de Olmstead-Tukey de cada especie..... 50
Tabla 8	Composición de los 24 grupos funcionales conforme al número de especies y organismos en general..... 58
Tabla 9	Resultado de los modelos de regresión lineal simple para redundancia funcional..... 64
Tabla 10	Resultados de los residuales de los modelos de regresión lineal simple para redundancia funcional..... 64
Tabla 11	Modelos de regresión múltiple entre las variables explicativas (ambientales) y los índices de diversidad (estructural, distinción taxonomica y funcional)..... 75
Tabla 12	Resultados del análisis de residuales de los modelos propuestos para los índices de diversidad..... 76
Tabla 13	Resultados del GLM y el análisis de residuales para el índice H'..... 77
Tabla 14	Biomasa promedio para las especies de esponjas..... 119
Tabla 15	Biomasa promedio para las especies de cnidarios..... 119
Tabla 16	Biomasa promedio para la especie <i>Bugula neritina</i> 120
Tabla 17	Biomasa promedio para las especies de planarias..... 120

Tabla 18	Biomasa promedio para las especies de poliquetos.....	120
Tabla 19	Biomasa promedio para las especies de crustáceos y cirrípedos.....	120
Tabla 20	Biomasa promedio para las especies de moluscos.....	121
Tabla 21	Biomasa promedio para las especies de equinodermos.....	122
Tabla 22	Biomasa promedio para la especie <i>Baseodiscus mexicanus</i>	122
Tabla 23	Biomasa promedio para la especie <i>Ascidia</i> sp.....	122
Tabla 24	Resultados de los índices de la estructura del ensamble para los 62 sitios de estudio.....	123
Tabla 25	Clasificación taxonómica de los 123 macroinvertebrados epibentónicos con seis niveles jerárquicos taxonómicos. Las autoridades que se encuentran entre paréntesis son aquellas que han tenido una revisión y modificación de su nombre original, tomadas de la página WoRMS : http://www.marinespecies.org/	125
Tabla 26	Resultados de los índices de la distinción taxonómica para los 62 sitios de estudio.....	129
Tabla 27	Grupos funcionales y rasgos funcionales de las especies de macroinvertebrados epibentónicos. L<2(Longevidad <2 años), L2-5(Longevidad 2 a 5 años), L>5(Longevidad >5 años), PDEP(Plano-deprimido), PCOMP(Plano-comprimido), VER(Vermiforme), GLON(Globoso), MONT(Montículo), OVA(Elíptico/Ovalado), CON(Cono), CIL(Cilíndrico), HERV(Herbívoro), CAR(Carnívoro), FIL(Filtrador-Suspensívoro), DENT(Detrítívoro), P(Planctónico), CORAL(Coralívoro), CARRO(Carroñero), S(Sésil), NAD(Nadador), GAT(Gatear), EXCA(Excavador), CAMI(Caminar), ARRA(Arrastrarse), SOLI(Solitario), Gregario(GREG), COL(Colonial), NIN(Ninguno), BAJ(Bajo), MED(Medio) y ALT(Alto).....	131
Tabla 28	Resultados de los índices de la estructura funcional (grupos funcionales) del ensamble para los 62 sitios de estudio.....	134
Tabla 29	Resultados de los índices funcionales del ensamble para los 62 sitios de estudio...	138
Tabla 30	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la riqueza de especie.....	139

Tabla 31	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la diversidad de Shanon-Weaver.....	140
Tabla 32	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la equidad de Pielou	
Tabla 33	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la diversidad taxonómica.....	140
Tabla 34	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la distinción taxonómica.....	141
Tabla 35	Resumen de las características usadas en el análisis kriging del promedio de la distinción taxonómica promedio.....	142
Tabla 36	Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la variación distinción taxonómica promedio.....	142
Tabla 37	Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de entropía de Rao cuadrado.....	143
Tabla 38	Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de equidad funcional.....	144
Tabla 39	Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de divergencia funcional.....	144
Tabla 40	Número de especies por grupo funcional para cada sitio de estudio.....	188

Capítulo 1

1.- Introducción

Los ecosistemas marinos de fondo duro en el norte del Golfo de California (GC) se caracterizan por ser ambientes marinos muy productivos, presentando una gran biodiversidad y endemismo de especies, en particular de invertebrados (Brusca et al., 2005). Sin embargo, están sujetos a múltiples perturbaciones, ya que se encuentran bajo la influencia de diversas actividades antropogénicas como la pesca, la contaminación, la destrucción del hábitat y la alteración de las condiciones climáticas (Halpern et al., 2007; Crain et al., 2008), así como las variaciones naturales. La biodiversidad es afectada por dichas actividades. Esto a su vez puede repercutir en los procesos ecosistémicos (p.ej., el flujo de materia y energía; De Leo Levin, 1997).

Por otra parte, dichos procesos influyen en los servicios ecosistémicos que proveen a la humanidad (Chapin et al., 2000). Tradicionalmente los cambios en la biodiversidad se han evaluado por medio de aproximaciones clásicas como la diversidad taxonómica, teniendo en cuenta a los componentes de la estructura del ensamble (Morin, 2011). Generalmente se han descritos para observar cambios en la composición y riqueza de especie, abundancia, diversidad y uniformidad con base en la distribución que presentan las especies (Weaver, 1953; Morin, 2011; Magurran, 2013). Estos componentes tienen el interés básico de conocer qué especies conforman el ensamble, cuantos individuos de cada especie hay y como están repartidas esas especies (Tilman et al., 1997). Sin embargo, estos índices son muy sensibles al tamaño de muestra y no toman en cuenta la función de los organismos en el sistema (Magurran, 2013; Córdova y Zambrano, 2015).

Para la década de 1990, el estudio de la diversidad taxonómica incluyó a los índices de distintividad taxonómica (Δ , Δ^* , Δ^+ y Λ^+), los cuales, toman en cuenta la relación filogenética (o de parentesco taxonómico) entre las especies y consideran aquellas comunidades más diversas cuando las especies están más lejanamente emparentadas. La ventaja de estos índices es su independencia al tipo de hábitat en que son aplicados, del tamaño de muestra y de la presencia de especies raras (Clarke y Warwick, 1998, 1999, 2001; Warwick y Clarke, 1995, 1998, 2001). Sin embargo, aun consideran a las especies como equivalentes con base en las funciones, cuando no se deben ser consideradas así, ya que la pérdida o adición de especies puede tener un impacto mayor o menor en los procesos del ecosistema. No obstante, se vuelven imprecisos cuando se dispone de una información escasa de las especies de la región de estudio y han

mostrado baja sensibilidad para detectar variaciones en los ensamblajes por parte de disturbios antropogénicos y naturales (Somerfield et al., 1997; Hall y Greenstreet, 1998; Bevilacqua et al., 2011).

1.1.1 El concepto de ecología funcional en la ecología de comunidades

Durante el periodo de 1990 a 2010, surgió el estudio de la ecología funcional que se define como una rama de la ecología que se centra en las funciones que tienen las especies del ensamblaje o en el ecosistema donde coexisten (Weisse et al., 2016). Este enfoque hace hincapié en las características de los organismos (morfológica, fisiológica, fenológicos e historia de vida) que a su vez se relacionan con las actividades que desempeñan y tienen estrechos vínculos con los procesos ecosistémicos, la estabilidad del ecosistema (resistencia y resiliencia) (Díaz y Cabido, 2001; Tilman, 2001; Hooper et al., 2005; Martín et al., 2007), las interacciones biológicas (intra/interespecífica) (Mason et al., 2005; De Bello et al., 2011) y la modificación del hábitat (Hooper et al., 2005; Villéger et al., 2008).

Como resultado del estudio de la relación entre la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Tilman et al., 1997; Naeem y Wright, 2003) surge el concepto de diversidad funcional, siendo uno de los componentes de la biodiversidad que se enfoca en la función de los organismos en lugar de su identidad taxonómica. La diversidad funcional puede sintetizar en una medida las acciones de los organismos con base en los rasgos que presentan, asignándole un valor numérico a determinado rol ecológico (Bellwood et al., 2004). La diversidad funcional se define de múltiples maneras: (Bellwood et al., 2004). La diversidad funcional se define de múltiples maneras; Por ejemplo, Naeem y Li, (1997) la definen como el número de grupos funcionales representados por las especies en una comunidad, Tilman, (2001) la define como el rango y valor de los caracteres de los organismos que influyen sobre el funcionamiento ecológico. Díaz y Cabido, (2001) la refieren como el número, tipo y distribución de las funciones de los organismos dentro de un ecosistema. Por su parte, Díaz et al., (2007) la define como el tipo, rango y abundancia relativa de los caracteres funcionales presentes en una comunidad. Más recientemente Petchey et al., (2009) y Villéger et al., (2010) la definen como el número, tipo y distribución de funciones realizadas por los organismos presentes en un ecosistema con respecto a su presencia/ausencia de sus atributos funcionales.

1.1.2 Cuantificación de la diversidad funcional

Para su estudio, la diversidad funcional incluye diversos métodos relativamente sencillos y relacionados con rasgos funcionales (características). Estos rasgos funcionales se miden a nivel de especies y se puede dividir en dos categorías principales: grupos funcionales e índices de diversidad funcional.

Los rasgos funcionales son características morfológicas, fisiológicas y fenológicas, medibles en un organismo y que influyen en su crecimiento, reproducción, supervivencia (Cornelissen et al., 2003; Violle et al., 2007; Salgado, 2015). Los rasgos funcionales se encuentran relacionado con un efecto sobre uno o más procesos ecológicos o respuesta a factores ambientales (Martín et al., 2007). Estos rasgos toman en cuenta la relación entre la forma, el desempeño y la ecología del organismo (Bellwood et al., 2004; Dumay et al., 2004); es decir, que cada una de las estructuras del organismo es capaz de realizar una función (Koehl, 1996). A su vez estos rasgos establecen los límites de su habilidad para llevar a cabo tareas específicas, debido a que está arraigada en el diseño de sus sistemas funcionales subyacentes (Wainwright, 1994).

No existe un número exacto ni rasgos funcionales mejores que otros, simplemente se consideran aquellos rasgos que sean los más informativos posibles desde el punto de vista ecológico (relacionado a un servicio del ecosistema) y que sean fáciles de medir con base en los objetivos o pregunta de investigación (Petchey y Gaston, 2006). Esto, con el fin de reducir tiempo, esfuerzo y economía (Cornelissen et al., 2003; Pla et al., 2012).

El análisis de los grupos funcionales se fundamenta en el reconcomiendo y cantidad de subconjuntos de especies que comparten una similitud en sus rasgos funcionales y a respuestas similares con los factores ambientales (Gitay y Noble, 1997; Tilman et al., 1997; Díaz y Cabido, 2001). No se debe confundir este concepto que ha sido usado como sinónimo de gremio en el ámbito de la ecología de comunidades y el cual se define como al conjunto de especies que explotan de manera similar a los recursos ambientales, en particular a recursos tróficos (Root, 1967). Los grupos funcionales se pueden ser definir utilizando rasgos claves o generados a partir de varios rasgos (tomando en cuenta las respuestas similares a los cambios ambientales o a características ecológicas), donde se utilizan técnicas multivariadas para generar grupos (Fonseca y Ganade, 2001). La idea de crear grupos funcionales es para la obtención de un conjunto de especies que tienen la misma función en el ecosistema y por lo tanto, es necesario sustentar los grupos con información biológica adicional (Dumay et al., 2004).

La agrupación de especies en grupos funcionales tiene ciertas limitantes, ya que depende del número y tipo de rasgos que se eligen de acuerdo a los objetivos del estudio, así como del método de clasificación, por lo que se decide arbitrariamente de forma visual el corte para la conformación de grupos (Wright et al., 2006). Por otro lado no toma en cuenta los cambios ontogénicos y el cambio en la ecología alimentaria de las especies, partiendo del supuesto que la variación interespecífica es mayor que la intraespecífica (Rosenfeld, 2002; Botta-Dukat, 2005; Hubbell, 2005). Además, la mayoría de estudios que utilizan grupos funcionales ignoran la abundancia de las especies y algunas pueden tener un impacto mayor en el funcionamiento del ecosistema (Díaz y Cabido, 2001; Villéger et al., 2010).

Sin embargo, entre las ventajas de esta aproximación se encuentra que: (1) es flexible más que arbitraria, ya que se puede agregar exhaustivamente rasgos funcionales (Rosenfeld, 2002), (2) la similitud taxonómica no es requisito para que exista similitud funcional (Morin, 2011), (3) el efecto que tiene los grupos funcionales sobre los procesos ecosistémicos es mayor que el de la riqueza de especie (Tilman, et al., 1997; Balvanera et al., 2006), (4) pueden ser utilizada para entender patrones de ensamblajes (Brown et al., 2000; Bellwood et al., 2002; Hoeninghaus, et al., 2007) y para encontrar equivalencia funcional entre diferentes especies (Fonseca y Ganade, 2001; Rosenfeld, 2002).

La segunda categoría se fundamenta en índices de diversidad funcional que incluye uno a varios rasgos funcionales, con alguna medida de contribución por la especie ya sea en abundancia, biomasa o cobertura (Pla et al., 2012). Para el año 2005 se propusieron aproximaciones más completas con base en estos índices, que consisten en evaluar la distribución de varios rasgos de manera simultánea en un espacio multidimensional e independiente de la riqueza de especies. Son denominados como componentes de la diversidad funcional y se han reconocido principalmente cuatro: (1) la riqueza funcional (FRic) que mide la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independiente de su abundancia, (2) la equitatividad funcional (FEve) que mide la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional, (3) la divergencia funcional (FDiv) que es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes en una comunidad y (4) la especialización funcional (FSpe) que es una medida de las diferencias generales entre las especies, independientemente de sus abundancias (Mason et al., 2005; Bellwood et al., 2006; Villéger et al., 2008; Mouchet et al., 2010; Villéger et al., 2010). Recientemente Laliberte y Legendre, (2010) proponen el índice de dispersión funcional (FDis), que considera los atributos de diferentes tipos (cuantitativos, cualitativos y semi-cuantitativos), pudiendo emplearse datos de presencia-ausencia de especies. Se interpreta como una medida de dispersión en el espacio multidimensional de atributos de una especie individual respecto al centroide de todas las especies (Laliberte y Legendre, 2010).

1.1.3 Relación entre la diversidad taxonómica y la diversidad funcional

Se ha considerado que la diversidad funcional se encuentra correlacionada positivamente con la diversidad de especies, basando en la premisa de que cuanto mayor sea el número de especies, se espera que un mayor número de funciones se lleven a cabo (Petchey et al., 2004). Esto aumenta la probabilidad de que al menos una especie sobreviva y se evite la pérdida completa de un grupo funcional (Walker et al., 2004). Sin embargo, la fuerza y la forma de esta relación no son claras y no siempre se cumple, ya que comúnmente se encuentra influenciado por las características ambientales, la medida de la diversidad funcional utilizada, los rasgos tomados en cuenta y la redundancia ecológica (Cadotte et al., 2011). Este último concepto se define como aquellas especies taxonómicamente diferentes que cumplen funciones similares en el ecosistema (Walker et al., 1992; Micheli y Halpern, 2005) ocasionando que la riqueza de especies sea mayor o menor que la diversidad funcional dependiendo qué tan funcionalmente similares sean las especies a la variación intraespecífica (Díaz y Cabido, 2001). En resumen, las contribuciones de los organismos a los ecosistemas se les pueden considerar como adictiva o redundante.

Partiendo del concepto de redundancia ecológica, la relación de la diversidad taxonómica y funcional se puede explicar bajo varios modelos desde un enfoque funcional. En la figura 1, el escenario **A₁** representa una relación lineal positiva, es decir que cada especie contribuye de manera única al funcionamiento (p.ej., los ingenieros del ecosistema y especies claves) y la pérdida o adicción de éstas causaría efectos directos en los procesos ecosistémicos (Naeem, 2002; Scherer-Lorenze 2005). De tal modo que la magnitud de esta relación aumenta al incrementar el número de especies. Este escenario, aun las especies raras (de muy baja abundancia y frecuencia de aparición) tienen una contribución importante en el ensamble. Partiendo de este supuesto sería posible monitorear y evaluar el funcionamiento mediante la estructura de la comunidad. Si se presenta varias especies que realizan funciones similares, la relación entre la diversidad taxonómica y funcional tendría una menor pendiente (**A₂**) o no será lineal. Para el escenario **B** se observa que la diversidad funcional aumenta rápidamente a niveles bajos de diversidad de especies, debido a que las especies nuevas tienen funciones que aún no están representadas en el ensamble, pero conforme pase el tiempo la adicción de especies no resulta de un aumento de la diversidad funcional (escenario **D**). Bajo este supuesto las especies son totalmente redundante por lo que la pérdida de una o adicción de nuevas especies no resulta de alguna modificación del sistema, debido a que son parcialmente sustituibles (Tilman et al., 1997; Hooper et al., 2005). Sin embargo, si la pérdida de especies rebasa cierto umbral, los procesos ecosistémicos colapsarían (Scherer-Lorenze 2005). El escenario **C** ejemplifica una diversidad funcional baja a niveles bajo de diversidad de especies. Es un ejemplo claro cuando persiste un subconjunto de especies que comparten un número limitado de ciertos rasgos funcionales específicos, después de alguna

perturbación. Cuando las condiciones mejoran, se da la incorporación de nuevas especies con nuevas funciones, incrementado así la diversidad funcional. La alta diversidad de las nuevas especies ocasionaría una similitud en las funciones de las especies ya presentes, generando que la diversidad funcional se comporte asintóticamente aun cuando la diversidad de especie aumente (escenario D) (Micheli y Halpern, 2005).

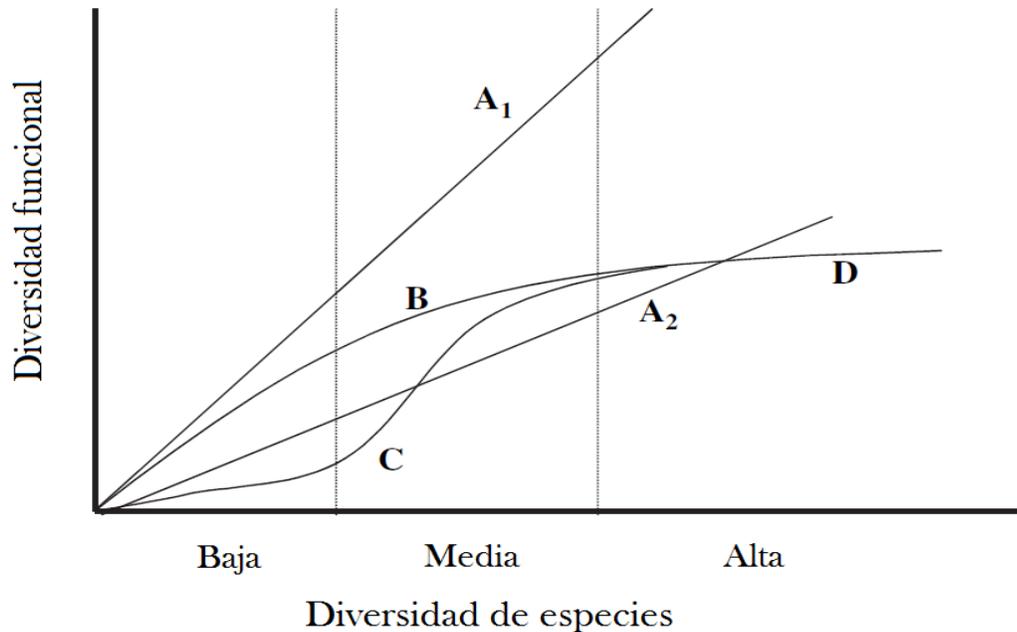


Figura 1.- Esquema de las posibles relaciones entre la diversidad funcional y la diversidad de especies. Modificado de Micheli y Halpern, 2005.

De igual forma, se puede presentar la ausencia de relación, bajo el supuesto de que el efecto de las especies sobre los procesos ecológicos depende del contexto, es decir, a variaciones ambientales que actúan diferencialmente entre las especies. Este argumento puede proveer visiones diferentes o complementarias al medir ambas relaciones con base alguna perturbación. (Hooper et al., 2005; Scherer-Lorenzen, 2005). Además, los ensamblajes pueden presentar una relación inversa con base en la diversidad de especie con la diversidad funcional, siendo atribuido a la desaparición de especies especialistas o de un grupo funcional completo, y las nuevas especies que se incorporan en el ensamblaje tienen funciones ya existentes en el sistema (generalistas; Mouchet et al., 2010).

1.1.4 Los macroinvertebrados epibentónicos como grupo de estudio

Dentro de los ensamblajes bentónicos de fondo duro del golfo de California, los macroinvertebrados epibentónicos constituyen un grupo relevante debido a su papel importante para mantener la función y estabilidad del ecosistema. Se han registrado alrededor de 4,854 especies donde destacan los crustáceos, moluscos, equinodermos y corales (Brusca, 2005).

Este grupo heterogéneo se caracteriza de llevar a cabo diferentes funciones como la biodepositación, bioturbación y bioirrigación del sedimento. De igual forma, está compuesta por herbívoros, carnívoros, detritívoros y filtradores, representado así un enlace en el flujo de energía en la cadena trófica, ya que su papel funcional reside en la transferencia de energía entre los productores primarios y consumidores secundarios.

Dentro de estos ensamblajes de fondo duro destaca la complejidad estructural del hábitat que comúnmente se denomina como heterogeneidad del hábitat. Se caracteriza por ser un factor ecológico y físico que explica la variabilidad espacial observada en la abundancia y diversidad taxonómica de los invertebrados bentónicos (Bell et al., 1991).

Este factor tiene influencia en procesos ecológicos como la competencia y la depredación (Hixon y Menge, 1991), ya que la alta heterogeneidad propicia la disponibilidad de recursos como comida o refugio (García y Pérez, 2001). Sin embargo, aunque la complejidad del hábitat influya en la diversidad taxonómica, puede responder de manera diferente a la diversidad funcional (Leduc et al., 2015), por lo que es importante entender como los cambios en el hábitat afecta las funciones del ecosistema (Díaz et al., 2007).

1.2 Antecedentes

Existen varios trabajos sobre la diversidad taxonómica de los macroinvertebrados epibentónicos para el GC que se enfocan en la variación espacio-temporal de la biodiversidad en fondos duros y blandos. Los equinodermos son los organismos mejor representados en estos estudios siendo las estrellas y erizos de mar quienes presentan una mayor abundancia a comparación de moluscos y crustáceos (Holguin et al., 2000; Reyes et al., 2005; González et al., 2006; Holguin et al., 2008; Luna y Reyes, 2010; Solís et al., 2014). o González et al., (2006) señalan que las menores abundancias y frecuencias de aparición de los moluscos

(bivalvos y gasterópodos) puede deberse a su aprovechamiento por parte de la pesca, mientras que las mayores abundancias de los equinodermos puede ser el reflejo de una menor importancia comercial. Igualmente mencionan que la heterogeneidad del sustrato, la pendiente y la exposición al oleaje son factores que modulan la distribución de los organismos en el ensamble bentónico.

Por su parte, la diversidad funcional en invertebrados marinos se ha abordado tradicionalmente con la descripción de los cambios en la composición taxonómica de los diferentes grupos que integran el ensamble, basándose en sus mecanismos de alimentación (Rosenberg, 1995; Roth y Wilson, 1998). En particular, la utilización del grupo trófico se ha considerado para la descripción del funcionamiento de los procesos que están relacionados con la disponibilidad del recurso y las interacciones alimentarias. Este enfoque se ha utilizado para investigar efectos de la contaminación (Gaston et al., 1998), la modificación del hábitat (Schlosser, 1982), los impactos de uso de dragas (Chicharo et al., 2002) y el arrastre de fondo (Garrison y Link, 2000). Sin embargo, no explica otras interacciones más que las relacionadas con la alimentación (Mancinelli et al., 1998) y, la reducción del número total de taxa a un número pequeño de grupos representa una pérdida de información de otras funciones ecológicas que están relacionadas a las características del hábitat o condiciones ambientales (Charvet et al., 1998).

Otros estudios han tomado en cuenta la morfología de los organismos, siendo el tamaño corporal un aspecto muy utilizado para describir el impacto en las cadenas tróficas y la acumulación de energía (Cooper et al., 2008; Paganelli et al., 2012). Posteriormente, se añadieron otras características tales como los mecanismos de alimentación, la longevidad y la movilidad con el fin de detectar respuesta del individuo a estresores ambientales (Bremner et al., 2003).

Una propuesta reciente, a principio de los años 2000, es la utilización del análisis de características biológicas (por sus siglas en inglés "biological trait analysis", BTA). El análisis BTA se basa en las características que los organismos exhiben y que están relacionadas con las limitaciones ambientales, incorporando atributos tales como la historia de vida (longevidad, tipo de reproducción, fecundidad, tipo de larva entre otros), la morfología (tamaño, forma y apéndices), el comportamiento (alimentación, movimiento o selección del hábitat) y la biología. Por su parte, Bremner et al., (2003) fueron los primeros en realizar un estudio de los ensambles de invertebrados bentónicos utilizando análisis BTA y compararon los resultados que obtuvieron en contraste con un análisis por composición taxonómica y por grupos tróficos.

Estos autores encontraron que a pesar de que los tres análisis identificaron el mismo número de agrupaciones, el análisis BTA provee más información acerca de las funciones ecológicas que los organismos realizan, y en general, identifica una mayor heterogeneidad a pequeña escala. También Bremner et al., (2006) estudiaron la sensibilidad del análisis BTA para detectar impactos antropogénicos con base al tipo y número de rasgos biológicos que se escogieron.

Además, compararon tres análisis multivariados para la generación de los resultados (análisis de correspondencia difusa, de coinerencia y de escalamiento multidimensional). Los tres análisis demostraron una similitud con base en la representación y distribución de los rasgos biológicos y que la inclusión de varios rasgos da resultados más informativos para identificación de patrones.

Por su parte Paganelli et al., (2012) encontraron que los aportes fluviales del delta del río Po en costas del norte del mar Adriático en Italia tiene un efecto perjudicial en el ensamble macrobentónico. En dicho estudio se utilizó el BTA para evaluar el funcionamiento ecológico de 156 especies de macroinvertebrados. Encontraron que los ensambles de la costa se componían principalmente de organismos vermiformes, con movilidad moderada, con un comportamiento de realizar madrigueras o tubos para vivir, con un ciclo de vida corto y con una alimentación de depósito.

Mientras que los ensambles más alejados de la costa se caracterizaron principalmente por organismos comprimidos lateralmente, cuerpo globoso, con comportamiento de realizar tubos para vivir y con alimentación de depósito y filtrador. Debido a esto, los autores sugieren que los ensambles estresados por alguna perturbación tienen un predominio de rasgos oportunistas como la alimentación de depósito, el tiempo de vida cortó y un comportamiento de vivir en tubos o madrigueras.

De igual forma Pacheco et al., (2011) utilizaron el análisis BTA para el estudio de ensambles de macroinvertebrados de fondo suave en el norte de Chile. Su estudio se centró en dos sitios con diferentes profundidades (15m y 50m). Encontraron que las diferencias en los rasgos funcionales en los dos sitios se deben a parámetros ambientales tales como la profundidad, el oxígeno disuelto, el contenido de materia orgánica y la temperatura. Los rasgos como el tamaño pequeño, vida corta, el hábito de construir madrigueras, reproducción asexual, con exoesqueleto suave, con hábitos de madrigueras permanentes o tubos, sésiles-con poca movilidad y la alimentación de depósito y filtrador se asociaron con el sitio más profundo, con características hipóxico.

Asociaron a las especies por la relación del oxígeno del hábitat, mostrando que el sitio somero presentaba una sucesión avanzada de especies con estrategia K, mientras que en la zona profunda e hipoxia los rasgos fueron similares a sitios con una sucesión temprana característicos de especies con estrategias r. De igual forma, atribuyeron estos rasgos a la complejidad del hábitat, donde los sitios someros presentaban una alta heterogeneidad y como consecuencia una alta disponibilidad de recursos (alimento, refugio y espacio).

También en el estudio de Jimenez et al., (2016) se cuantificó cambios en el patrón de la funcionalidad de dos arrecifes de coral en las islas de Nueva Caledonia, mediante la utilización del BTA en macroinvertebrados. El principal objetivo fue comparar los efectos de la pesca en los ensamblajes de macroinvertebrados. Uno de los sitios se encuentra dentro de un ANP, mientras que el otro no contenía algún estatus de protección, siendo propenso a la pesca.

El sitio que se encuentra dentro del ANP mostró que los organismos presentaban rasgos como poca movilidad (arrastre), un tamaño grande, con presencia de concha (moluscos) o una cutícula dura (cangrejos y equinodermos), desarrollo directo y en particular representaban al grupo trófico de los carnívoros y herbívoros. Por su parte los organismos presentes en el sitio que no contenía ningún estatus de protección mostraban rasgos con forma vermiforme, sin cascara, con movilidad moderada y con hábitos de alimentación suspensívoros

En el caso de la formación de grupos funcionales Greenfield et al., (2016) investigaron los patrones espaciales de la redundancia funcional de un ensamblaje de macroinvertebrados de fondo suave, en Kaipara Harbour, Nueva Zelanda. Estos autores se basaron en la distribución, abundancia y ocurrencia de los grupos funcionales en el sitio de estudio. Utilizaron rasgos funcionales tales como el tamaño y la textura del cuerpo, el grupo trófico y la movilidad definiendo así un total de 26 grupos funcionales. El 85% de los grupos funcionales contenía más de una especie y el 50% más de tres.

De igual forma solo dos grupos funcionales exhibieron una baja riqueza y abundancia de especies. Concluyeron que la redundancia de esta zona se vincula a la riqueza de rasgos, su abundancia, así como el patrón espacial que presentaban los grupos funcionales.

1.3 Justificación

Los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos están compuestos por una gran cantidad de grupos taxonómicos que presentan requerimientos tróficos diferentes y su actividad influye de manera determinante en el funcionamiento de los ecosistemas bentónicos marinos. No obstante, la sobreexplotación, invasión de especies, la fragmentación y pérdida de hábitat a causa de las actividades antropogénicas han provocado una acelerada pérdida de especies y por ende, alteraciones en los procesos ecosistémicos (Mouillot et al., 2013). Por tal motivo, la conservación de la biodiversidad es fundamental para mantener la integridad del funcionamiento de los ecosistemas bentónicos (Strong et al., 2015).

Los cambios en su composición han sido abordados con el estudio de la diversidad taxonómica, pero en los últimos años se han propuesto enfoques más completos basados en la función que desempeña el organismo en el ensamblaje. La cantidad de trabajos que realizan sobre este enfoque funcional en la región del norte del GC son escasos y aspectos importantes sobre las funciones que desempeñan esos organismos no han sido ampliamente evaluados para esta zona. A su vez, el norte del GC incluye varias especies de importancia comercial, por lo que son un recurso pesquero en aprovechamiento.

Por lo cual, es necesario conocer los diferentes papeles y funciones que desempeñan estos organismos, infiriéndolos a partir de características que exhiben como especie, que nos ayudaría a identificar especies claves y entender si los procesos del ecosistema se están llevando a cabo adecuadamente, con la finalidad de contribuir a la toma de mejores decisiones de conservación y manejo. Además, un mejor entendimiento del efecto que tiene algunos factores ambientales a la diversidad funcional, beneficiaría considerablemente al estado del conocimiento actual de la fuerza de relación entre las funciones de las especies y las presiones ambientales.

Este trabajo de investigación propone el análisis de las comunidades de macroinvertebrados epibentónicos del norte del GC y su relación con factores ambientales desde la perspectiva de la diversidad funcional y taxonómica. Además, se enmarca dentro del proyecto Evaluación de la biología y dinámica de población del pepino de mar (*Isostichopus fuscus* L.) y diseño de áreas de reproducción y explotación comercial en el estado de Baja California (Ref. SAGARPA–CONACYT 2013-2-02235).

1.4 Hipótesis

Dado que norte del GC se caracteriza por ser un sitio con alto endemismo y riqueza de especies de macroinvertebrados epibentónicos, aumenta la probabilidad de encontrar un mayor número de rasgos funcionales. Por lo tanto:

- Los sitios de la región del norte del GC exhibirán una alta diversidad funcional
- La diversidad taxonómica tiene una correlación positiva y directa con la diversidad funcional.

Además, si las especies que coexisten en los ensamblajes son similares en sus rasgos funcionales se esperaría que la variable ambiental se relacione de manera positiva con la diversidad. Por lo tanto:

- La diversidad taxonómica y funcional se explicarán por la variación ambiental de los sitios (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto).

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo general

- Evaluar la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos en el norte del golfo de California.

1.5.1 Objetivo específicos

- Estimar la cobertura y abundancia (número de individuos y biomasa) de macroinvertebrados epibentónicos en cada sitio.
- Caracterizar de manera espacial a las especies de los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia.
- Evaluar la riqueza de especie por métodos no paramétricos: Chao 1, 2 Jackknife primer y segundo orden.

- Caracterizar la estructura espacial de los ensambles de macroinvertebrados epibentónicos con índices taxonómicos clásicos (S , H' , J' , λ), índices de distinción taxonómica (Δ , Δ^* , Δ^+ , Λ^+).
- Identificar los rasgos funcionales de las especies de macroinvertebrados epibentónicos encontrados en los diferentes sitios.
- Definir grupos funcionales a partir rasgos funcionales presentes en las especies de macroinvertebrados epibentónicos.
- Calcular la diversidad funcional de los ensambles de macro invertebrados mediante índices (FD_{α} , $FEve$ y $FDiv$) y grupos funcionales.
- Interpolar los valores de los índices taxonómicos y funcionales en los 62 sitios por el método de Kriging para tener una representación gráfica de los valores.
- Determinar las características ambientales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) que influyen en la diversidad taxonómica y diversidad funcional en los diferentes sitios de muestreo.

Capítulo 2

2. Metodología

2.1 Área de estudio

La región del GC se localiza entre los 23° y 32° N y los 107° y 115° W, abarcando una superficie de 258,593 km². Aproximadamente tiene una longitud 1,100 km, mientras que su ancho oscila entre los 100 a 200 km (Brusca et al., 2005)

La temperatura superficial del mar tiene una gran variación anual, en invierno fluctúa entre los 8° y 12° C, mientras que en verano alcanza los 30 °C (Brusca et al., 2005). La salinidad es un parámetro que no presenta variaciones muy marcadas estacional y geográficamente, a excepción de áreas de esteros o desembocaduras de ríos, manteniéndose entre 35.0 y 35.8 (Walker, 1960; Roden, 1964). El clima es seco, con menos de 100 mm de precipitación al año (Brusca et al., 2005). El patrón de los vientos locales muestra una estacionalidad muy marcada, misma que influyen en la presencia de surgencias. En invierno se presenta vientos fuertes del noroeste que desplazan el agua superficial hacia el sur, causando surgencias en la costa este del golfo. Mientras que en verano se observa la presencia de vientos débiles del suroeste que desplazan las aguas hacia el noroeste y causan surgencias a lo largo de la costa de Baja California (Roden, 1964).

La precipitación ocurre mayormente en verano, junto con el transporte de grandes cantidades de vapor de agua hacia el noroeste (Lluch et al., 2007). Las tormentas tropicales y los huracanes ocurren durante la temporada de verano-otoño y pueden ocasionar precipitaciones fuertes y un aporte intenso de sedimentos y agua a la cuenca (Salinas et al., 1992). La circulación superficial en el GCes predominantemente estacional, presentando una circulación ciclónica en verano y anticiclónica en invierno. La productividad primaria es alta en algunas zonas donde se presentan régimen de mareas y mezcla intensa (Tershy et al., 1991) derivado de la fase lunar y los vientos dominantes (Álvarez et al., 1984).

El GC se reconoce como uno de los cinco mares más productivos y es debido a la influencia de varias corrientes del Pacífico Oriental (Alvarez et al., 2010) además presenta condiciones oceanográficas particulares como la fuerte mezcla por mareas y las surgencias costera (Lluch et al., 2007). Alberga más 900 islas e islotes y se caracteriza por ser una gran cuenca de evaporación, comunicada al sur con el océano Pacífico (Roden, 1964).

Estas condiciones favorables han originado que el GC sea una zona sumamente rica en hábitats disponibles para la fauna marina. Lo cual se refleja en la alta diversidad de especies, ya que se considera una importante área de alimentación, procreación y crianza de al menos 6,000 especies marinas de las cuales 4852 especies son invertebrados marinos (Brusca et al., 2005). Para este estudio se tomó la regionalización propuesta por Brusca et al., (2005), quien propone tres diferentes regiones faunísticas (macrofauna béntica) integrando la información oceanográfica y geológica reportada por Thomson y Gilligan, (2000). Estas regiones son:

- A. Golfo norte: se extiende desde la influencia marina del delta del río Colorado hasta la Bahía de San Francisquito, Baja California que limita la porción sur de la Isla Tiburón y llega hasta Bahía Kino Sonora. Esta región presenta diversos tipos de ambientes como costas de tipo rocoso, pedregales, cantos rodados, así como áreas arenosas y arcillas.
- B. Golfo central: se extiende desde los límites sur del golfo norte hasta la Bahía de la Paz en la costa oriental y en Guaymas e la costa Occidental. Gran parte del litoral occidental del golfo pertenecientes a esta zona es fundamentalmente rocosa y con presentación de acantilados (Thomson y Gilligan, 2000)
- C. Golfo sur: se presenta en los límites del golfo medio hasta Mazatlán, este último con mayoría de fondos arenosos y lodosos y una gran cantidad de sistemas estuarino-lagunar. La costa occidental se caracteriza por la notable ausencia de ambientes rocosos y su gran riqueza de peces tropicales y crecimiento extensivo de coral pétreo (Brusca et al., 2005)

Los sitios de muestreo (Figura 2) se encuentran dentro de la zona del norte del GC, abarcando desde la bahía de San Luis Gonzága hasta el paralelo 28, límite con el estado de Baja California Sur. Dentro de esta región se encuentra la Reserva de la Biosfera Bahía de los Ángeles, el Canal de Ballenas y Salsipuedes y el Parque Nacional Archipiélago de San Lorenzo. Sus ubicaciones se detallan su ubicación en la Tabla 1.

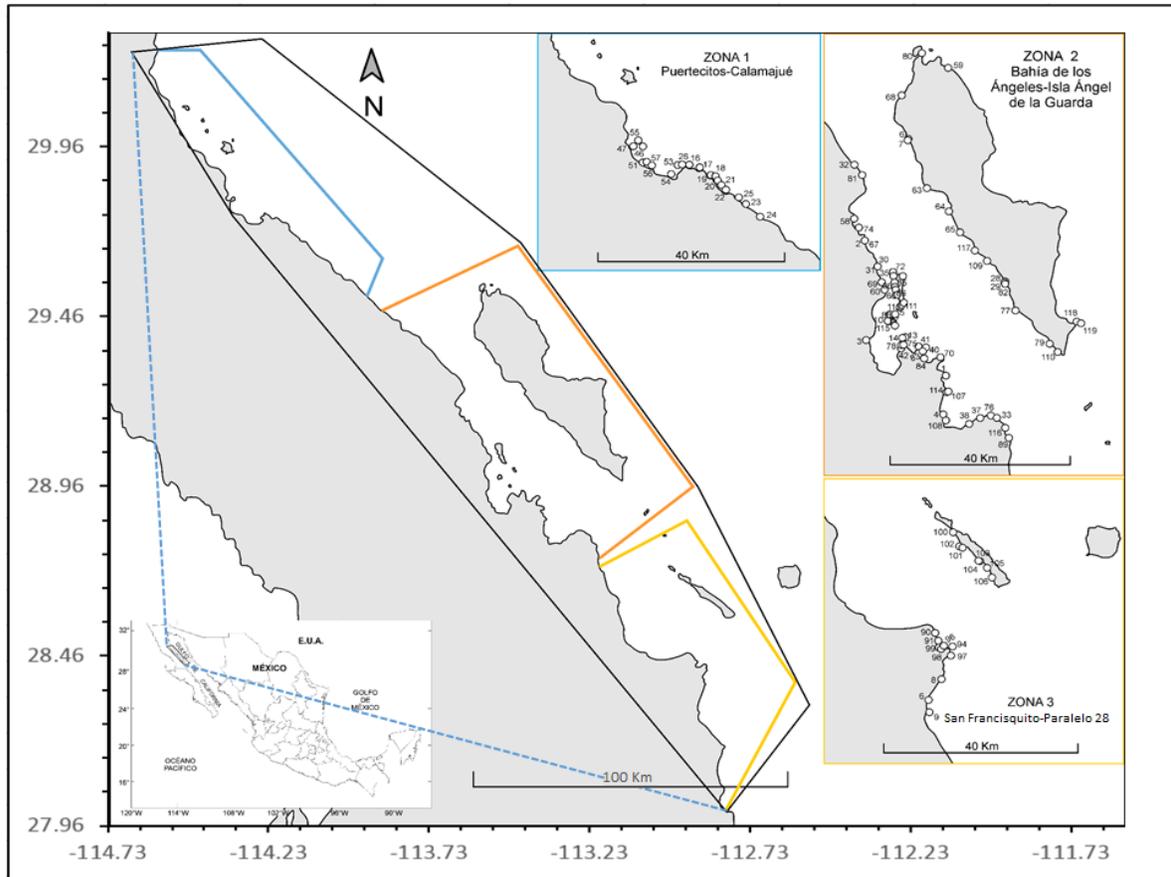


Figura 2. Zona de estudio abarcando desde San Luis Gonzaga hasta el Paralelo 28.

Tabla 1.- Ubicación y meses de muestreo de los 62 sitios de muestreo, ordenados de norte a sur.

Sitio de muestreo	Latitud (N)	Longitud (O)	Meses de Muestreo	ID
San Luis Gonzaga I	29.82312	-114.38155	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga nuevo	29.81174	-114.38186	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga III	29.80964	-114.38521	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga IV	29.80809	-114.38947	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga V	29.80873	-114.3721	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga VI	29.80553	-114.37251	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga IX	29.77725	-114.36025	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga XI	29.76556	-114.34907	abril, agosto y diciembre	†
San Luis Gonzaga XII	29.74576	-114.3043	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué II	29.76357	-114.24401	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué III	29.74626	-114.21736	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué VI	29.72343	-114.19586	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué VII	29.71214	-114.18316	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué X	29.6944	-114.15224	abril, agosto y diciembre	†
Calamajué IX	29.65244	-114.10542	abril, agosto y diciembre	†
Punta Remedio	29.28567	-113.6395	enero	†
Alcatraz	29.1533	-113.6065	enero, mayo y septiembre	†

Cardón Sur	29.10275	113.56641	enero, mayo y septiembre	†
Coronadito sur	29.07654	113.51926	enero, mayo y septiembre	††
Tortuga	29.05182	-113.514	enero, mayo y septiembre	††
Calavera	29.02802	-113.49832	enero, mayo y septiembre	††
Bota norte	29.01428	113.51694	enero, mayo y septiembre	††
Razito Norte	29.01533	113.50574	enero, mayo y septiembre	††
Borrego	29.0036	-113.52193	enero, mayo y septiembre	††
Llave	28.99931	-113.51987	enero, mayo y septiembre	††
Ventana norte	28.9919	-113.50441	enero, mayo y septiembre	††
Cabeza de caballo medio	28.96631	-113.47786	enero, mayo y septiembre	††
Gemelos norte I	28.95526	-113.48154	enero, mayo y septiembre	††
Gemelos sur II	28.95548	-113.475	enero, mayo y septiembre	††
Punta Herradura	29.28567	-113.6395	enero, mayo y septiembre	†
Quemado norte	28.94539	-113.42433	enero, mayo y septiembre	†
Soldado norte	28.87197	-113.35979	febrero, junio, octubre	†
Ánimas norte II	28.82581	-113.35802	febrero, junio, octubre	†
Garanón	28.81585	-113.29534	febrero, junio, octubre	†
Punta Choros	28.84002	-113.24954	febrero, junio, octubre	†
Choros sur	28.83624	-113.23757	febrero, junio, octubre	†
San Bernabé	28.79964	-113.20325	febrero, junio, octubre	†
Punta Refugio-Niag	29.55422	-113.55936	febrero	††
Nido-Niag	29.46154	-113.58703	febrero, junio, octubre	††
Ballenita norte	29.37578	-113.55315	febrero, junio, octubre	††
Los Machos	29.24226	-113.43011	febrero, junio, octubre	††
Mancha blanca	29.20346	-113.39647	junio, octubre	††
Ventanita	29.17228	-113.35509	febrero, junio, octubre	††
Statón	29.15655	-113.3234	febrero, junio, octubre	††
Punta Víctor	29.11297	-113.27457	febrero, junio, octubre	††
Punta el chino	29.06405	-113.23918	febrero, junio, octubre	††
Punta la loba	29.00731	-113.15115	febrero, junio, octubre	††
San Francisquito I	28.46065	-112.88537	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito II	28.44686	-112.87419	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito VII	28.43211	-112.87106	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito maricultivo II	28.42913	-112.86732	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito maricultivo I	28.42938	-112.86425	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito VI	28.46065	-112.88537	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito IV	28.43904	-112.85995	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito III	28.44017	-112.84454	marzo, julio y noviembre	†
San Francisquito VIII	28.42122	-112.84427	marzo, julio y noviembre	†
San Lorenzo I	28.67383	-112.88986	marzo, julio y noviembre	††
San Lorenzo II	28.64467	-112.86816	marzo, julio y noviembre	††
San Lorenzo III	28.64388	-112.86192	marzo, julio y noviembre	††
San Lorenzo IV	28.62324	-112.82311	marzo, julio y noviembre	††
San Lorenzo V	28.61247	-112.80465	marzo, julio y noviembre	††
San Lorenzo VI	28.59429	-112.79103	marzo, julio y noviembre	††

ID: sitio costero †, sitio insular ††,

2.2 Trabajo de campo

Los datos correspondientes a las especies de macroinvertebrados presentes en los sitios de estudios corresponden a censos visuales nocturnos realizados de enero a diciembre de 2016, mediante inmersiones de tipo semiautónomo (hooka). Los sitios se seleccionaron en función del conocimiento previo de bancos de *Isostichopus fuscus* (Glockner et al., 2016), debido a que el estudio se desprende del proyecto de "Evaluación de la biología y dinámica de población del pepino de mar café (*Isostichopus fuscus*) y diseño de áreas de reproducción y explotación comercial en el estado de Baja California". En todos los casos participaron dos buzos profesionales previamente capacitados y un técnico que permaneció en la embarcación. Cabe aclarar que los buzos que identificaron a las especies y el técnico de embarcación fueron siempre los mismos, lo que disminuye el error debido a la variabilidad en los tomadores de datos.

2.2.1 Toma de datos de *I. fuscus*

Los ejemplares de pepino de mar café (*I. fuscus*) fueron recolectados utilizando como unidad de muestreo un transecto de 25 x 2 m. Los transectos se llevaban a cabo a tres profundidades en cada sitio (somera: 3 -5 m, intermedia: 12 – 15 m y profunda: 24 – 27 m). Se hacían dos transectos a cada profundidad para un total de seis transectos por sitio. Todos los ejemplares fueron medidos (cinta métrica flexible) y pesados (dinamómetros).

2.2.2 Toma de datos de los macroinvertebrados epibentónicos

Para el caso de los macroinvertebrados epibentónicos se colocaron cinco cuadrantes de 0.50 m por 0.50 m, con una separación de cinco metros entre ellas en el transecto (cubriendo un área de 0.25m²). Se registró el número de organismo (> 1cm) por especie de cada cuadrante expresado en abundancia y cobertura en el caso de los organismos coloniales-sésiles.

Con la ayuda del segundo buzo capacitado, la identificación de los organismos se realizó de manera in situ, y en la medida de lo posible, la identificación se realizó hasta nivel de especie. Para evitar sinonimia de las especies, se procedió a verificar su existencia, así como su estatus de aceptación para el GC con base en la

página de World Register for Marine Species (WoRMS, por sus siglas en inglés): <http://www.marinespecies.org/>.

La biomasa de cada organismo para el cálculo de los índices de diversidad funcional, se obtuvo por medio del peso, mediante dinamómetros y balanzas digitales calibrados en gramos. Para fines prácticos se procedió a pesar ≤ 30 individuos de cada especie cuando fuera posible. En casos particulares, no fue posible obtener la biomasa con el peso de algunos organismos sésiles y coloniales, por lo que se estimó con base al peso del tejido vivo del organismo de literatura, multiplicado por la cobertura registrada por área. Para el caso de los moluscos se tomó el 10% del peso total para gasterópodos y 15% para bivalvos (representando solo el tejido vivo). Los resultados se presentan en la tabla del anexo A.

2.2.3 Toma de datos de los parámetros ambientales.

El técnico a bordo de la embarcación se encargó de la toma de los parámetros de temperatura superficial y de fondo, salinidad y oxígeno disuelto por medio de una sonda multiparámetros (YSI 2030). Las variables de temperatura de fondo y profundidad fueron tomadas por el primer buzo.

2.3 Análisis estadístico

2.3.1 Estandarización del esfuerzo de muestreo

Al tener diferentes esfuerzos de muestreos (cuadrantes y transectos) y unidades, se procedió a estandarizar los datos a densidad. Para el caso de *I. fuscus*, las abundancias encontradas se dividieron por el área del transecto (50m^2). Para el caso de los macroinvertebrados epibentónicos, se sumaron las abundancias de los cinco cuadrantes por transecto y se dividió por la suma del área de los cuadrantes (1.25m^2). Para los organismos coloniales se tomó directamente el valor de la cobertura debido a que ya se encuentra expresado en proporción (porcentaje que ocupa el organismo con respecto al área del cuadrante). Con esto se obtuvo una sola unidad (número de organismos sobre el área muestreada).

2.3.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición

Diagrama de Olmstead y Tukey

Con base en la frecuencia de aparición y abundancia relativa de las especies, se procedió a categorizarlos con el diagrama de Olmstead y Tukey (Sokal y Rohlf, 1995). Este diagrama consiste en graficar la abundancia relativa en uno de los ejes y la frecuencia de aparición en el otro eje, calcular las medianas para cada eje y trazar la línea corte para formar los planos de categorización. Debido a la gran diferencia entre las densidades de algunos organismos, se transformó esta variable con logaritmo natural. Esto transforma la magnitud de los valores, pero conservan su posición relativa en el diagrama (Figura 3).

La categorización es la siguiente:

- Dominantes: especies cuyos valores de abundancia relativa como la frecuencia de aparición es superior a sus medianas.
- Abundantes: especies cuya abundancia relativa es superior a su mediana, pero con frecuencia inferior a su mediana.
- Frecuentes: especies cuya abundancia es inferior a su mediana, pero la frecuencia es superior a la mediana de esta.
- Raras: aquellas especies cuya abundancia y frecuencia son menores a la mediana aritmética de ambos

Se construyeron cinco gráficos para observar mejor la agrupación con base en los taxones de estudio registrados.

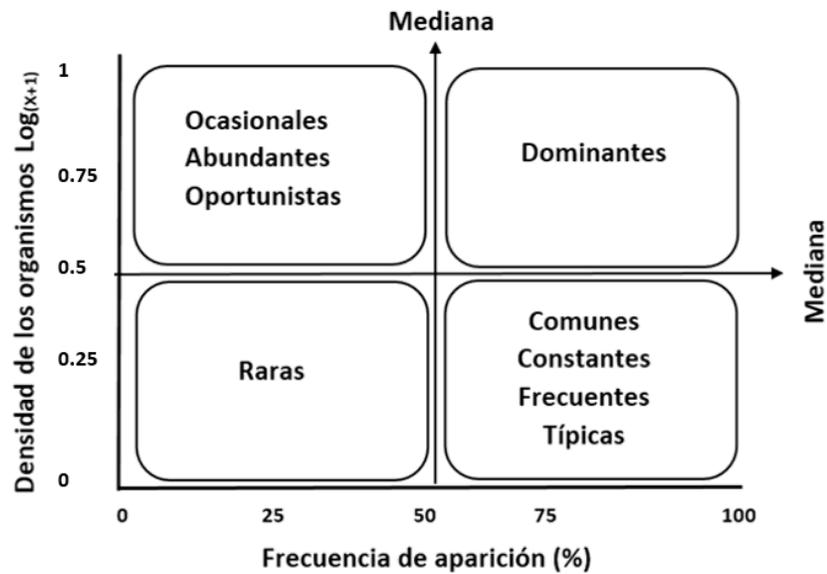


Figura 2.- Esquema teórico de la prueba de Olmstead-Tukey para ubicar a las especies de manera jerárquica. Las líneas que definen los cuadrantes representan la mediana teórica de la abundancia y frecuencia relativas, respectivamente.

Índice de Valor Biológico (IVB)

Para obtener la importancia jerárquica de las especies, con respecto a su frecuencia de aparición y sus abundancias durante todo el periodo de estudio, se procedió a estimar el índice de valor biológico (IVB) (Sanders, 1960), basándose en la metodología de Loya y Escofet, (1990).

Este índice proporciona información sobre las especies más representativas (otorgándole un valor de importancia, expresado de manera de puntaje) y constituye una herramienta de selección de especies que contribuyen a la abundancia total del ensamble. De acuerdo a este criterio las especies con mayores valores de IVB se pueden considerar como representativas o dominantes Loya y Escofet, (1990).

Para su cálculo se ordena las especies de forma decreciente con respecto a su abundancia, incluyendo su abundancia relativa y acumulada por cada muestra (en este caso fue por sitio). Posteriormente se le otorga un rango de uno hasta el total de especies de la muestra.

Consecutivamente, se da la asignación del puntaje donde se consideró aquellas especies que reúnan el 80% de la abundancia relativa acumulada. Respecto a lo anterior, se obtuvo un puntaje máximo de 27 que se otorgó a cada especie con el rango uno y que decreció con el aumento de este último.

Por último, se construye una matriz de especies (NE) por sitios (NM), proporcionando el puntaje que obtuvo cada especie con respecto al sitio. El valor final de IVB se obtiene mediante la suma de todos los puntajes asignados por sitio:

$$IVBi = \sum_{j=i}^{NM} pun_{i,j} \quad (1)$$

Donde el IVB para cada *i*-ésima especie es igual a la sumatoria de los puntajes obtenidos de la especie *i* (pun_{ij}) en el grupo de las muestras estudiadas ($j=1, NM$)

2.3.3 Estimación de la riqueza de especie esperada

Para conocer si el esfuerzo de muestreo fue representativo y que se tiene una buena representación de las especies en el ensamble bentónico, se procedió al cálculo de los índices no paramétricos para la obtención de la riqueza esperada, mediante el paquete estadístico de datos ecológicos PRIMER 7.0 (Clarke y Gorley, 2015), usando la rutina *Species Accumulation*, con 1,000 aleatorizaciones sin reemplazo.

Estos índices estiman el número total de especies existentes en el supuesto teórico que el esfuerzo de colecta realizado en ellas fuera máximo. Es decir, estiman el número de especies que faltan por coleccionar, a partir de la riqueza observada, la abundancia o incidencia de las especies y la cuantificación de la rareza de las especies colectadas.

Para los datos de presencia/ausencia se dispuso de los siguientes estimadores:

- Chao 2 (Chao, 1987), estiman la riqueza de especies esperada considerando la relación entre el número de especies únicas (que sólo aparecen en una muestra) y el número de especies duplicadas (que aparecen compartidas en dos muestras).

$$S_{chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2} \quad (2)$$

Donde Q_1 es el número de especies presentes en una sola muestra y Q_2 el número de especies presentes en dos muestras.

Para los datos de abundancia se dispone:

- Jacknife 1° (Burnham y Overton, 1978), considera el número de especies que solamente ocurren en una muestra.

$$S_{jac1} = S_{obs} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right) \quad (3)$$

Donde m es el número de muestras

- Jacknife 2° (Burnham y Overton, 1979), considera el número de especies que solamente ocurren en una muestra o/además de las que ocurren solamente en dos muestras.

$$S_{jac2} = S_{obs} + \left[\frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right] \quad (4)$$

- Chao 1 (Chao, 1984), toma en cuenta el número de especies basados en la abundancia y utiliza la relación entre el número de Singletons y Doubletons.

$$S_{chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2} \quad (5)$$

Donde F_1 es el número de especies representadas por un único individuo (singletons) y F_2 el número de especies representadas por dos individuos (doubletons).

Por último, se calculó el porcentaje de representatividad de la muestra y exactitud por cada estimador no paramétrico (Chiarucci et al., 2003).

Para la representatividad esto se procedió a dividir el número total de especies por el resultado final que se obtiene por cada estimador multiplicado por 100:

$$\text{Representatividad} = \frac{S_{verdadera}}{S_{estimada}} \times 100 \quad (6)$$

Para la exactitud es:

$$\text{Exactitud} = \left(\frac{S_{estimada} - S_{verdadera}}{S_{verdadera}} \right)^2 \quad (7)$$

La representativa indica el porcentaje de especies o la riqueza estimada que el estimador obtuvo, mientras que la exactitud indica la cercanía de la riqueza estimada a la riqueza verdadera, tomando valores de menos uno a uno, y los valores cercanos a cero son los más exactos, respectivamente (Brose et al., 2003).

Calculo de la diversidad taxonómica

2.3.4 Cálculo de índices de la estructura del ensamble

Se utilizó el paquete de estadístico de datos ecológicos PRIMER 7.0 (Clarke y Gorley, 2015), para calcular los siguientes índices de diversidad taxonómica de los 62 sitios por mes y total. Los resultados para los 62 sitios se presentan en Anexo B. Además, para fines prácticos y logísticos los resultados de cada sitio se interpretarán por zonas (norte, centro 1 y 2, y sur) del área de estudio, que se delimitaron por su localización geográfica, la localidad a la que pertenecen y los meses en que fueron visitados (Tabla 1).

Riqueza de especies (S)

Es el número total de especies en las muestras. Es el índice más sencillo ya que no toma en cuenta ninguna característica de las especies ni sus abundancias relativas

Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

Este índice representa la relación entre la riqueza de especie y la abundancia relativa de individuos (Krebs, 1972). Esto quiere decir que la diversidad de especies se verá incrementada conforme incrementa el número de especies y cuando exista una distribución más uniforme o equitativa entre las especies. Toma valores de cero a infinito, dependiendo el tipo de base a utilizar.

En este caso el índice se calculó con log base 10 (para fines comparativos se incluye en base 2 y exponencial en Anexo B), tomando a las densidades y cobertura de los individuos con la siguiente fórmula (Weaver, 1953):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_{10} p_i \quad (8)$$

Dónde:

S es la riqueza de especie y p_i la proporción de individuos de la especie i (n_i) respecto al total de individuos (N), es decir la abundancia relativa de la especie (n_i/N).

Equidad o uniformidad de Pielou (J')

Establece qué tan homogéneamente están distribuidos los individuos de las diferentes especies en cada censo, y mide la proporción de la diversidad observada (H') con relación a la máxima diversidad esperada (H'_{max}). Toma valores de cero a uno, siendo los ensambles más equitativos los cercanos a uno (Moreno, 2001). La fórmula se presenta a continuación (Magurran, 2013):

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (9)$$

Donde:

$H'_{max} = \log_{10}(S)$ y S es el número de especies en el sitio.

Dominancia de Simpson (λ)

El índice de Simpson representa la frecuencia de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Es decir, cuanto más se acerca el valor de este índice a la unidad existe una mayor posibilidad de dominancia de una especie y de una población; y cuanto más se acerque el valor de este índice a cero mayores es la biodiversidad de un hábitat. La fórmula se presenta a continuación (Magurran, 2013)

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (10)$$

Dónde:

S es el número de especies, N es el total de organismos presentes (o unidades cuadradas) y n es el número de ejemplares por especie.

2.3.5 Índices de distinción taxonómica

Se realizó el análisis de la distinción taxonómica en el paquete estadístico de datos PRIMER 7.0 para considerar no sólo el número de especies y la proporción de sus abundancias, sino también la variedad taxonómica que representan dichos ensambles (Clarke y Warwick, 1998; Warwick y Clarke, 1995)

Los índices de la distinción taxonómica (Δ , Δ^* , Δ^+ y Λ^+) evalúan la distancia taxonómica entre cada par de individuos, definida a través de un árbol de clasificación Linneana como medida de su relación filogenética (Clarke y Warwick, 1998, 1999, 2001; Warwick y Clarke, 1995, 1998, 2001). Además, los ensambles más diversos serán aquellas que tengan mayores distancias evolutivas entre sus especies, i.e. mayores ramificaciones en los niveles taxonómicos superiores. Para su determinación, se realizó una matriz de agregación de las especies donde se utilizó la información de seis niveles jerárquicos taxonómicos: phylum, clase, orden, familia, género y especie (p.ej., Tabla 2), obtenida de la página de WoRMS (Anexo C).

Tabla 2.- Ejemplo de la matriz de agregación de las especies.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie
Annelida	Polychaeta	Amphinomida	Amphinomidae	<i>Hermodice</i>	<i>Hermodice carunculata</i>
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Lysmatidae	<i>Lysmata</i>	<i>Lysmata californica</i>
Echinodermata	Echinoidea	Diadematoida	Diadematidae	<i>Diadema</i>	<i>Diadema mexicanum</i>
Mollusca	Bivalvia	Pectinida	Pectinidae	<i>Nodipecten</i>	<i>Nodipecten subnodosus</i>

Posteriormente, se siguió la propuesta de Warwick y Clarke, (1995) donde los pesos de los niveles taxonómicos fueron ponderados de la siguiente manera: ω_1 , especies dentro del mismo género; ω_2 , especies dentro de la misma familia, pero en diferente género, ω_3 , especies dentro del mismo orden, pero en diferente familia y así sucesivamente.

ω es un valor que debe aumentar con la separación taxonómica entre las especies, recibe un valor discreto y proporcional dentro de una escala de 100 unidades y para este trabajo los valores fueron calculados teniendo en cuenta que cada rama representa un valor de uno (Tabla 3).

La fórmula se define a continuación:

$$\omega = \frac{100}{T} \tag{11}$$

Donde:

ω representa el peso ponderado en términos de una fracción y T representa el total de las jerarquías taxonómicas en un árbol y 100 es la distancia máxima entre las especies y la máxima jerárquica taxonómica (p.ej., Phylum). A continuación, se presenta un ejemplo gráfico:

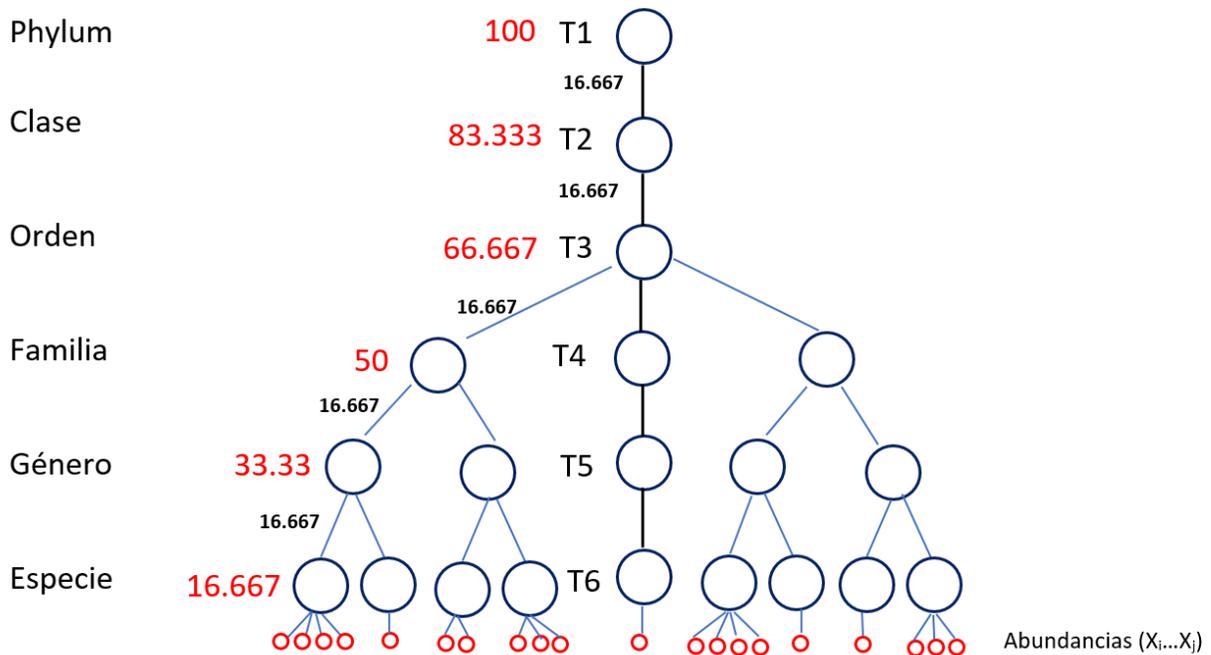


Figura 3.- Ejemplo de una clasificación taxonómica mostrando los pesos de la longitud de la trayectoria.

Tabla 3.- Pesos ponderados para cada determinada rama en el nivel taxonómico.

Nivel taxonómico	Valor de la Rama	Peso taxonómico (ω)
Especie	1	16.667
Género	1	33.333
Familia	1	50
Orden	1	66.667
Clase	1	83.333
Phylum	1	100

Índice de diversidad taxonómica (Δ)

Se define como la distancia taxonómica promedio entre dos especies elegidas en una muestra al azar a lo largo del árbol de clasificación taxonómico, teniendo en cuenta la distribución de las abundancias de esas especies (Warwick y Clarke, 1995).

$$\Delta = \frac{[\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j]}{\left[\frac{N(N-1)}{2} \right]} \quad (12)$$

Dónde:

ω_{ij} es la distancia o peso taxonómico otorgado a la longitud de la rama que une a las especies i y j a través de un árbol taxonómico (Indicando el grado de parentesco entre las especies) y N es el número total de individuos de la muestra,

Este índice está empíricamente relacionado con la diversidad de especies de Shannon Wiener, pero tiene un componente adicional de separación taxonómica, además, si todos los individuos son del mismo género, Δ es equivalente al índice de Simpson (Warwick y Clarke, 1995).

Índice de distinción taxonómica (Δ^*)

Se define como la longitud promedio de la trayectoria taxonómica entre dos individuos, condicionada a que estos deben pertenecer a especies diferentes (Warwick y Clarke, 1995). Esto equivale a dividir la

diversidad taxonómica (Δ), por el valor que tomaría si no existiera una jerarquía taxonómica (p.e, que todas las especies pertenezcan al mismo género, lo que equivaldría a dividirlo por el índice de Simpson).

Este índice se puede considerarse como medida puramente de distinción taxonómica, sin la contribución de la diversidad de especies.

La fórmula se define como:

$$\Delta^* = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{i<j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum_{i=1}^n \sum_{i<j} x_i x_j} \quad (13)$$

Donde:

ω_{ij} es la distancia taxonómica otorgado a la longitud de la rama que une a las especies i y j a través de un árbol taxonómico, x_i es el número de individuos de la especie i. y x_j es el número de individuos de la especie j

Índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+)

Se define como la suma de las distancias taxonómicas entre cada par de especies del árbol de clasificación Linneana, con la contribución del número de especies de cada muestra (Clarke Warwick, 1998), en otras palabras, evalúa la riqueza junto con la distancia taxonómica entre cada par de especies del árbol de clasificación Linneana.

La fórmula se define como:

$$\Delta^+ = \frac{[\sum \sum_{i<j} \omega_{ij}]}{\left[\frac{S(S-1)}{2} \right]} \quad (14)$$

Donde:

S es el número de especies en la muestra, ω_{ij} es la distancia taxonómica otorgada a la longitud de la rama que une a las especies i y j a través de un árbol taxonómico. El efecto del término del denominador es el de eliminar la dependencia del índice con respecto al número de especies

Este índice es efectivo para evidenciar situaciones donde existe un número restringido de taxones superiores, géneros con alta riqueza de especies o niveles superiores con poco o gran número de especies tiende a la reducción del resultado (Clarke y Warwick, 2001).

Índice de variación en diferenciación taxonómica promedio (Λ^+)

Este índice hace referencia a la varianza de la distancia taxonómica que existe entre cualquier par de especies en un árbol taxonómico, mostrando la desigualdad del árbol taxonómico de una determinada muestra (Clarke y Warwick, 1998; Warwick y Clarke, 1998). Mide la estructura taxonómica como la equitatividad en la distribución de los taxones a través de la clasificación jerárquica, es decir, es matemáticamente la varianza de Δ^+ . Este índice está dado como:

$$\Lambda^+ = \frac{\left[\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2 \right]}{\left[\frac{S(S-1)}{2} \right]} \quad (15)$$

Este índice tiene la capacidad de distinguir diferencias entre la estructura taxonómica de las comunidades con algunos géneros que tengan alta riqueza de especies y otras con taxones superiores que tengan una o pocas especies. También se puede decir que este índice es un reflejo de que tan equitativo es el árbol taxonómico de una comunidad. Los resultados de cada índice de la distinción taxonómica para los 62 sitios se presentan en Anexo D.

2.3.6 Modelo nulo: Ausencia de estructura de la comunidad

Adicionalmente, se construyó los gráficos de Funnel para los índices Δ^+ y Λ^+ de los 62 sitios, con la finalidad de compararlos con los valores esperados de un modelo nulo, que supone ausencia de estructura taxonómica del ensamble (Clarke y Warwick, 1998, 1999; Warwick y Clarke, 1998). Se utilizó la herramienta TASDEST del paquete estadístico de PRIMER 7.0 para obtener dichos embudos.

Esta rutina realiza selecciones aleatorias (1,000 sub-muestras) del listado completo de las especies presentes en el estudio, calculando así la distribución Δ^+ y Λ^+ de la lista completa, y lo contrasta con los valores reales de los índices Δ^+ y Λ^+ de los 62 sitios. De esta manera, genera una distribución de

probabilidad al 95% de confianza que toma forma de embudo, debido a que el valor de la media se mantiene constante, mientras que la varianza disminuye al aumentar el número de especies.

La hipótesis nula asume que si cada sitio estuviera integrado por especies seleccionadas aleatoriamente del conjunto total (*pool* de especies), entonces su valor de diversidad taxonómica debe estar incluido dentro de los intervalos de confianza (95%) de la media teórica. Los valores reales de Δ^+ y Λ^+ de cada sitio determinan su posición relativa en dicho embudo y con él es posible calcular la probabilidad con la cual tales valores se ubican por arriba o por debajo del valor esperado para un grupo con el mismo número de especies (Clarke y Warwick, 1998).

Calculo de la diversidad funcional

2.3.7 Rasgos funcionales

Para la selección de los rasgos funcionales se tomaron aquellos relacionados con la morfología del organismo, su historia de vida, el grupo trófico y comportamiento, debido a que los grupos taxonómicos de macroinvertebrados son altamente disimiles y se requiere que las características sean compartidas en su mayoría por todas las especies (Bremner et al., 2003; Van der Linden, 2012).

De igual forma, con la finalidad de relacionar la funcionalidad y estructura de los ensambles estudiados (medidos a través de índices), con relación a estresores ambientales como la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (ver tabla 4; Costello et al., 2015; Salgado, 2016), ya que varias están relacionadas a cambios temporales de estas variables.

Tabla 4.- Relevancia de cada rasgo funcional con referencia a los macroinvertebrados epibentónicos.

Rasgo Funcional	Relevancia	Autores
Longevidad del individuo	La duración de la vida de los individuos puede indicar la estabilidad de la población a lo largo del tiempo.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Tipo de reproducción	Puede relacionarse con la capacidad de una población para recuperarse de la abundancia reducida y es el rasgo que describe la persistencia de individuos y / o poblaciones.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Tipo de larva	Indica el potencial de dispersión o colonización en las etapas tempranas de vida de los individuos, teniendo en cuenta el tipo de alimentación como un indicador de la duración de su estadio.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Forma del organismo	Revela la adaptación y especialización del individuo para hacer uso de recursos como hábitats y alimentos, así como un predictor de la habilidad de dispersión.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Grupo trófico	Indica la posición del individuo en la red alimentaria, influye en la abundancia de otras especies y la capacidad de explotar algún recurso disponible. Se relaciona con el flujo de materia y energía entre las especies.	a, b, c, d, e, f, g, i, j, k
Método de movimiento	Brinda información sobre la habilidad de desplazamiento y dispersión de los individuos, con relación a preferencia y uso de hábitat, así como alimentación y reproducción.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Movilidad relativa	Indica la capacidad del individuo para responder algún tipo de estresor (ambiental, antrópogenica, mecánica o de depredación) con respecto a su movilidad.	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k
Sociabilidad	Se relaciona con el comportamiento del individuo para reducir la competencia, depredación, estresores ambientales y favorecer a la reproducción y el buen uso de los recursos (espacial y alimenticia).	a, b, c, d, e, f, g, h, j, k

a) Bremner et al., 2003; b) Bremner et al., 2006a; c) Bremner et al., 2006b; d) Bremner, 2008; e) Cooper et al., 2008; f) Pacheco et al., 2011; g) Paganelli et al., 2012; h) Van der Linden, 2012; i) Wiedmann et al., 2014; j) Costello et al., 2015; k) y Jimenez et al., 2015.

Este trabajo utilizó ocho rasgos funcionales en 37 categorías (Tabla 5), siguiendo los criterios de (Bremner et al., 2003; Pacheco et al., 2011; Van der Linden, 2012; Jimenez et al., 2015). Posteriormente, se realizó una revisión bibliográfica para obtener la información correspondiente de las características biológicas de las especies. En el caso de que no encontrar información disponible a nivel especie para algunas características, se buscó a nivel género o en último caso a nivel familia. La bibliografía donde se obtuvo la información de cada rasgo para las especies de macroinvertebrados epibentónicos se presenta en el Anexo J.

Tabla 5.- Rasgos funcionales de invertebrados utilizados para estimar la diversidad funcional. Categorías tomadas de Bremner et al., (2003); Pacheco et al., (2010) Van der Linden, (2012) y Jiménez et al., (2015).

Tipo de rasgo	Rasgo funcional	Categoría	Descripción
Historia de vida	Longevidad del individuo/adulto (años)	<2	Especies con duración de vida menor a 2 años
		2 a 5	Especies con duración de vida de 2 a 5 años
		>5	Especies con duración de vida mayor 5 años
Morfología	Tipo de reproducción	Sexual	Con reproducción gonogórica
		Asexual	Con reproducción por gemación y fisión
		Tipo de larva	Plactotrófica
Morfología	Forma del organismo	Lecitrófica	Se alimenta de reservas de vitelo
		Plano-deprimido	Dorso ventral comprimido
		Plano-comprimido	lateralmente comprimido
		Vermiforme	Con forma de gusano
		Globoso	Con forma esférico
		Cilíndrico	Con forma cilíndrica y erguida
		Cono	Con forma cónica
Alimentación	Grupo trófico	Montículo	Con forma de cerro
		Elíptico / ovalado	Con forma de ovalo o elipse
		Herbívoro	Se alimenta de algas
		Carnívoro	Se alimenta de otros invertebrados
		Omnívoro	Se alimenta tanto de algas como de animales
		Filtrador-suspensívoro	Se alimenta de partículas en suspensión
		Deposito-superficie	Se alimenta de material orgánico por encima o en superficie del sedimento.
		Planctónico	Se alimenta de plancton
		Coralívoro	Se alimenta de pólipos de coral
		Carroñero	Se alimenta de materia orgánica en descomposición
Comportamiento	Movimiento	Sésil	Sin movimiento, fijo en algún sustrato
		Nadador	Movimiento activo en la columna de agua
		Gatear	Movimiento con apoyo en superficie
		Excavador	Movimiento de fondo con remoción de sedimento
		Caminar	Movimiento de apoyo con los miembros del cuerpo
		Arrastrarse	Movimiento con rozamiento sobre alguna superficie
		Movilidad	Ninguno
	Bajo		Poca movilidad
	Medio		Movimiento moderado
	Sociabilidad	Alto	Movimiento rápido y activo
		Solitario	Organismo aislado o solo
		Gregario	Organismo con/sin parentesco en sus miembros que tiende agruparse
		Colonial	Organismos grupales unidos físicamente, procedentes de algún progenitor

2.3.8 Grupos funcionales

Para obtener los grupos funcionales, se construyó una matriz $S \times T$, en donde cada fila representa a una especie (S) y cada columna a un rasgo funcional (T). Como los rasgos funcionales son de tipo cualitativo, se optó por codificar esa información en la matriz de forma binaria asignando uno si la especie presenta dicha categoría y 0 si no la presenta (p.ej., Tabla 6). La Información se presenta en el Anexo E

Tabla 6.- Ejemplo de la codificación de un rasgo funcional categórico para tres diferentes especies.

Especies	longevidad <2 años	longevidad 2 a 5 años	longevidad > 5 años
<i>Lysmata californica</i>	0	1	0
<i>Diadema mexicanum</i>	0	0	1
<i>Aplysia californica</i>	1	0	0

Posteriormente, se realizó un dendograma mediante el programa PRIMER 7.0, siguiendo los criterios de Fonseca y Ganade, (2001) y Petchey y Gaston, (2007) que consiste: 1) Construir una matriz de datos basados en los rasgos funcionales teniendo en cuenta las funciones claves a evaluar , 2) generar una matriz de semejanza utilizando algún coeficiente de distancia o similitud y 3) se realiza el dendograma utilizando algún método de ligamiento o agrupamiento para obtener los arreglos o agrupaciones (Figura 5). Por ultimo identificar grupos reales y validarlos.

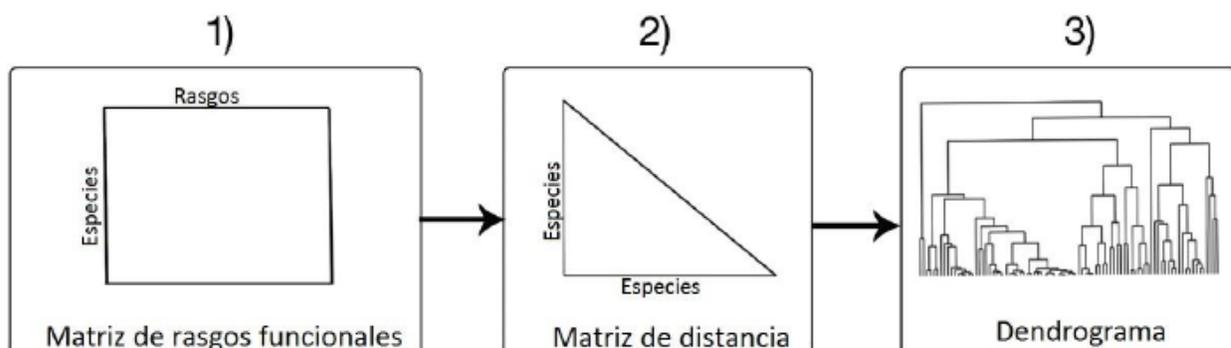


Figura 4.- Procedimiento para obtener los grupos funcionales. Modificado de Wiedmann et al., (2014).

Se utilizó el índice de Jaccard como coeficiente de similitud para obtener la matriz de semejanza, siguiendo las recomendaciones de Casanoves et al., (2011), que sugiere que cuando se pretende agrupar varias especies con varios rasgos cualitativos, es recomendable tomar en cuenta la presencia-ausencia, ya que contribuye a la diferencia entre las especies, sin incluir el componente ausencia-ausencia que aumentaría artificialmente la similitud. Mientras que el método de ligamiento utilizado fue el promedio aritmético (UPGMA) (Casanoves et al., 2011)

Por último, se calculó el coeficiente de correlación cofenético para validar el método de agrupamiento (UPGMA), que consiste en una medida de confiabilidad de la agrupación por parte del dendograma, presentando un arreglo más confiable aquellos que tengan valores cercanos a uno (Farris, 1969).

2.3.9 Identificación y validación de los grupos funcionales

Una vez obtenido el dendograma, se procedió a identificar y validar los grupos que se formaron por medio de dos métodos mediante el programa PRIMER 7.0 y se detallan a continuación:

El análisis de la identificación de grupos reales consistió en la prueba no paramétrica SIMPROF (Similarity profiles) (Clarke et al., 2008), que se basa en la suposición que, si el grupo formado es real, los atributos (especies, morfologías, genes etc.) de las muestras intragrupalas serán intercambiables sin generar cambios en la similitud.

La prueba se fundamenta en contrastar las similitudes observadas (similitudes de todas las muestras de la matriz de distancia ordenada de la más baja a la más alta) en contrastes con las similitudes simuladas (permutando las muestras con 999 iteraciones). Se calcula el estadístico π que es la suma de las diferencias absolutas de ambas similitudes y se contrasta en una distribución permutada bajo la hipótesis nula donde no existen grupos (Clarke et al., 2008).

El análisis de validación consistió en un análisis de similitud (ANOSIM), que se basa en permutaciones no paramétricas que, a través del valor de R, determina si las diferencias dentro de los grupos son mayores entre ellos que con respecto a cualquier otra réplica de grupos diferentes ($R = 1$), o si las similitudes entre los grupos son mayores que dentro de los mismos ($R < 1$), lo cual indicaría una interpretación errónea del dendograma o un inadecuado diseño experimental (Clarke, 1993).

2.4.0 Índices de la estructura funcional del ensamble

De la misma forma que para la diversidad taxonomica, se calcularon los índices de diversidad clásicos teniendo en cuenta a los grupos funcionales. De esta forma se obtuvo la riqueza de grupos funcionales, la equitatividad de grupos funcionales (mediante el índice de Pielou) y la diversidad de grupos funcionales (mediante el índice de Shannon-Weaver). Los resultados para los 62 sitios se presentan en el Anexo F.

2.4.1 Índices de diversidad funcional

Para obtener los índices de diversidad funcional se utilizó el software FDiversity (Casanoves et al., 2011), una nueva herramienta que permite calcular fácilmente casi todos los índices de diversidad funcional. Se utilizaron índices multirasgos que incluyen abundancias (FD_Q) e índices multirasgos en un espacio funcional multivariado (FEve, FDis).

Además, para sus cálculos se tomó en cuenta las biomásas obtenidas de los organismos en vez de sus abundancias, debido a que está directamente ligado al flujo de materia y energía de las especies y siguiendo las recomendaciones de los trabajos de Villéger et al., (2010, 2008). Los resultados para los 62 sitios se presentan en el Anexo G y a continuación, se detalla cada índice.

Índice de entropía cuadrática Rao, (FD_Q)

Considera los perfiles de abundancia o biomasa de cada especie en la muestra (para este estudio los sitios), y adicionalmente toma en cuenta las diferencias funcionales entre cada par de especie dadas por los rasgos funcionales que se escogieron (Botta, 2005; Pavoine y Dolédec, 2005; Ricotta, 2005; Casanoves et al., 2011; Pla et al., 2012; Rao, 2010).

El índice Refleja la probabilidad de que, tomando al azar dos individuos en una comunidad, sean diferentes funcionalmente hablando (diferentes rasgos), por lo que valores altos de este índice indican una mayor diversidad funcional. Además, su valor no incrementa automáticamente conforme aumenta la riqueza de especies (Izsák y Szeidl, 2002), e incluso un incremento en la riqueza de especie puede resultar en una disminución del índice de FD_Q (Botta, 2005), si las nuevas especies consideradas en la muestra son funcionalmente similares a las previamente revisadas.

Matemáticamente, el índice FD_Q , expresa la distancia promedio entre dos individuos seleccionados aleatoriamente, calculada a partir de la matriz de rasgos funcionales (Botta, 2005; Ricotta, 2005), ponderado por alguna medida de abundancia o biomasa y utiliza la siguiente fórmula (Rao, 1982, 2010):

$$FD_Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j \quad d_{ij} = \frac{u_{ij}}{n} \quad (16)$$

Donde S es el número de especies, d_{ij} es la distancia entre la i -ésima y la j -ésima especie, p_i y p_j son las probabilidades de abundancia o biomasa relativa asociadas a ambas especies, u_{ij} es el número de rasgos funcionales con valores diferentes en las especies i y j y n es el número de rasgos funcionales considerados.

Para fines comparativos con otros estudios se consideró el coeficiente de similitud de Jaccard y la distancia euclidiana para los resultados de Rao (FD_Q) en el anexo G.

ao

Equitatividad funcional (FEve)

Mide la regularidad en la distribución de la abundancia o biomasa de las especies, así como la distancia entre ellas en el espacio funcional, es decir, cuantifica la regularidad con que el espacio funcional es ocupado por especies, ponderado por su abundancia o biomasa (Villéger et al., 2008, 2010). Su fórmula y los pasos para su cálculo es la siguiente (Villéger et al., 2008, 2010):

$$EW_b = \frac{d_{ij}}{w_i + w_j} \quad (17)$$

$$PEW_b = \frac{EW_b}{\sum_{b=1}^{S-1} EW_b} \quad (18)$$

Finalmente:

$$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{S-1} \min(PWE_b, \frac{1}{S-1}) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}} \quad (19)$$

Dónde EW_b es la equitatividad ponderada, $dist(i,j)$ es la distancia entre las especies i y j , W_i es la abundancia relativa de la especie i (lo mismo para W_j), PEW_b es la equitatividad parcial ponderada y S es la riqueza de especies.

Este índice varía entre cero, completamente carente de equidad (si las especies son funcionalmente similares), y uno, equidad completa o distribución regular (indicando una mayor separación funcional entre las especies), lo que lo hace robusto, fácil de entender y deseable para medir la diversidad funcional (Schleuter et al., 2010; Hitt y Chambers, 2014). El valor del índice decrece cuando las abundancias de las especies no tienen una distribución uniforme y cuando las distancias funcionales entre ellas son irregulares. No depende de la riqueza de especies y se requieren al menos tres especies en cada muestra para poder calcular el árbol de recorrido mínimo sin importar el número de rasgos (Villéger et al., 2008; Villéger et al., 2010).

Divergencia funcional (FDiv)

La divergencia funcional es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes de una comunidad (Villéger et al., 2010). Refleja cómo se distribuyen las abundancias o biomásas de las especies en el espacio funcional.

Para su cálculo se define primero el centro de gravedad (centroide) de la distribución de las especies en el espacio funcional (g_t). Luego se calcula las distancias euclidianas de cada especie al centro de gravedad (dG) y la distancia media de las especies al centro de gravedad (\overline{dG}). Por último, se calculan los desvíos ponderados Δd y $\Delta |d|$ que es la multiplicación de las abundancias o biomásas relativas a la diferencia de ($dG - \overline{dG}$), teniendo como ecuación final:

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta |d| + \overline{dG}} \quad (20)$$

Una alta divergencia refleja un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia e incrementar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al., 2005). La divergencia decrece conforme la proporción de abundancia o biomasa de las especies se acerca más al centro de gravedad del espacio funcional de la comunidad (Villéger et al., 2008, 2010).

2.4.2 Redundancia ecológica

Con la finalidad de evaluar la relación que existe entre la diversidad taxonómica y la funcional del ensamble de macroinvertebrados epibentónicos, se utilizaron modelos de regresión lineal simple. Las variables que se eligieron fueron la riqueza y la diversidad de H' de la estructura del ensamble y de los grupos funcionales para los 62 sitios de estudio. Se observaron los valores de la R^2 y R para conocer el grado de relación entre dichas variables, así como el análisis de residuales para la robustez del modelo. Por último, si el modelo existe, fue comparado con el esquema propuesto de Micheli y Halpern, (2005) para establecer el escenario al cual corresponde dicha relación.

2.4.3 Kriging de los índices taxonómicos y funcionales

Para visualizar las variaciones espaciales de los índices calculados, se utilizó el método geoestadístico denominado como kriging ordinario punto por punto, mediante el paquete de Matlab "The GLOBEC kriging Software Package – EasyKrig V3.0" © propiedad de Dezhang Chu y Woods Hole Oceanographic Institution.

El kriging confina un conjunto de métodos de predicción espacial que se fundamentan en la minimización del error cuadrático medio de predicción, suponiendo que los datos no son independientes. En otras palabras, es una técnica de estimación local que ofrece el mejor estimador lineal insesgado de una característica desconocida que se estudia y utiliza un modelo del variograma para la obtención de los ponderadores que se darán a cada punto de referencias usados en la estimación (Viera y González, 2002).

La validación de todos los krigings se realizó con respecto a la media (Q_1) y la varianza (Q_2) de los residuales, seleccionando los valores que se acerque a 0 para Q_1 y 1 para Q_2 . Q_1 comprueba las estadísticas de la media de la matriz residual normalizada y sigue aproximadamente la distribución normal, mientras que Q_2 comprueba las estadísticas de la varianza de la matriz residual normalizada ($\pm 2 SD$).

2.4.4 Relación entre de los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales

Con la finalidad de conocer si existe algún tipo de relación entre las variables ambientales y los índices, se procedió a realizar modelos de regresión lineal múltiple por pasos (Foward) para cada índice en el paquete STATISTICA 7. La ventaja de este análisis es la utilización de una F (Fisher) parcial, con el cual, determina que variables se encuentra dentro del modelo, donde se introducen o se eliminan variables dado que otras ya se encuentren en dicho modelo. A su vez calcula la contribución de cada variable en el modelo resultante. Por último, se procedió a realizar el análisis de residuales para cada modelo correspondiente a los índices, con el objetivo de conocer su robustez

Capítulo 3.

3.- Resultados

A lo largo de los 62 sitios de estudio se llevaron a cabo un total de 1,086 transectos con 5,430 cuadrantes. Cabe recalcar que los sitios Punta Refugio-Niag y Punta Remedio se visitaron una vez y el sitio Mancha blanca se visitó dos veces. El resto de los sitios presentaron las tres visitas como se detalla en la tabla 1.

3.1.1 Composición taxonómica de los macroinvertebrados epibentónicos

El presente estudio contabilizó 123 especies de macroinvertebrados epibentónicos pertenecientes a 10 Phylum, 18 Clases, 55 Ordenes, 92 Familias y 113 Géneros (Anexo C). Solo el 15% de las especies se identificaron a nivel de género. El phylum con más especies fue Mollusca (38), seguido por Echinodermata (31), Cnidaria (22) y Arthropoda (18). Los phyla restantes se caracterizaban por tener un número reducido de especies (Figura 6).

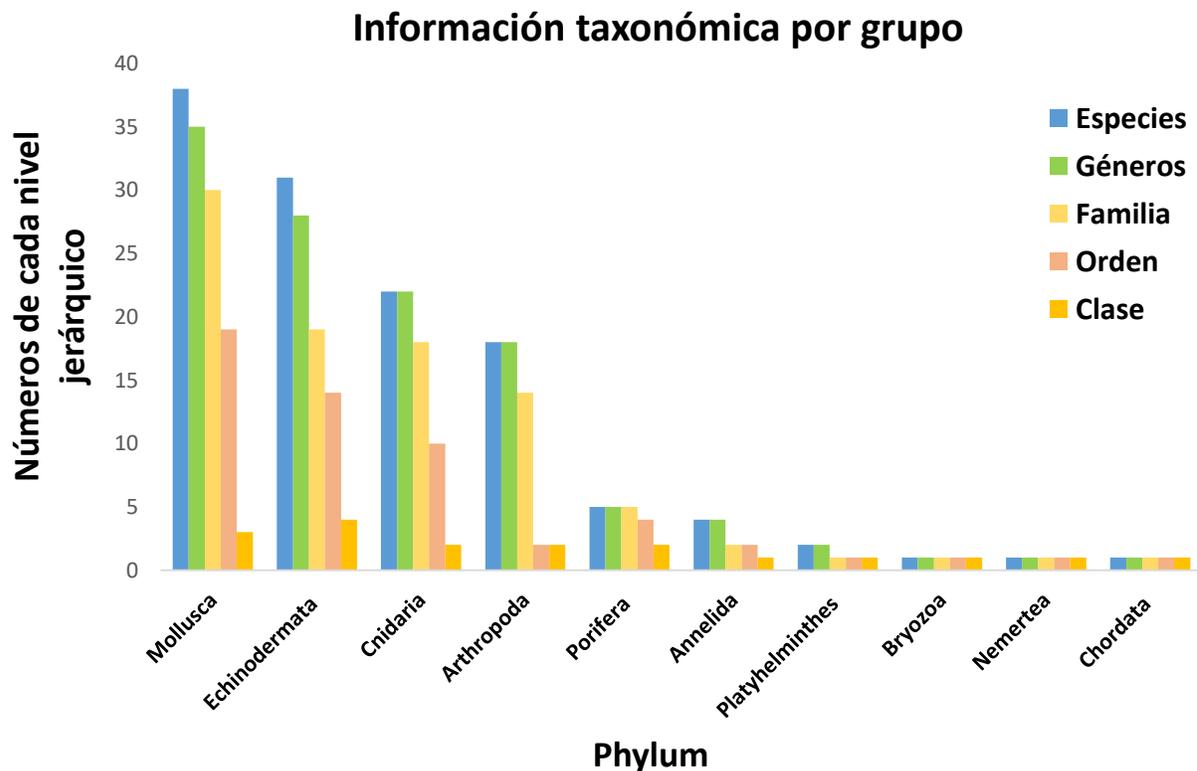


Figura 5.- Información cuantitativa de los diferentes niveles jerárquicos taxonómicos por cada phylum.

En términos de densidad, el phylum más abundante fue Echinodermata, seguido por Cnidaria, Arthropoda, Annelida y Mollusca. Los equinodermos representaron el 67% de la densidad total, constituyendo parte relevante del paisaje marino, mientras que los cnidarios, artrópodos y anélidos representaron el 8% cada uno. El phylum Mollusca fue el más rico en especie, pero bajo en sus densidades, representando solo el 5%. Los phyla restantes contribuyeron menos del 1% a la densidad total (Figura 7).

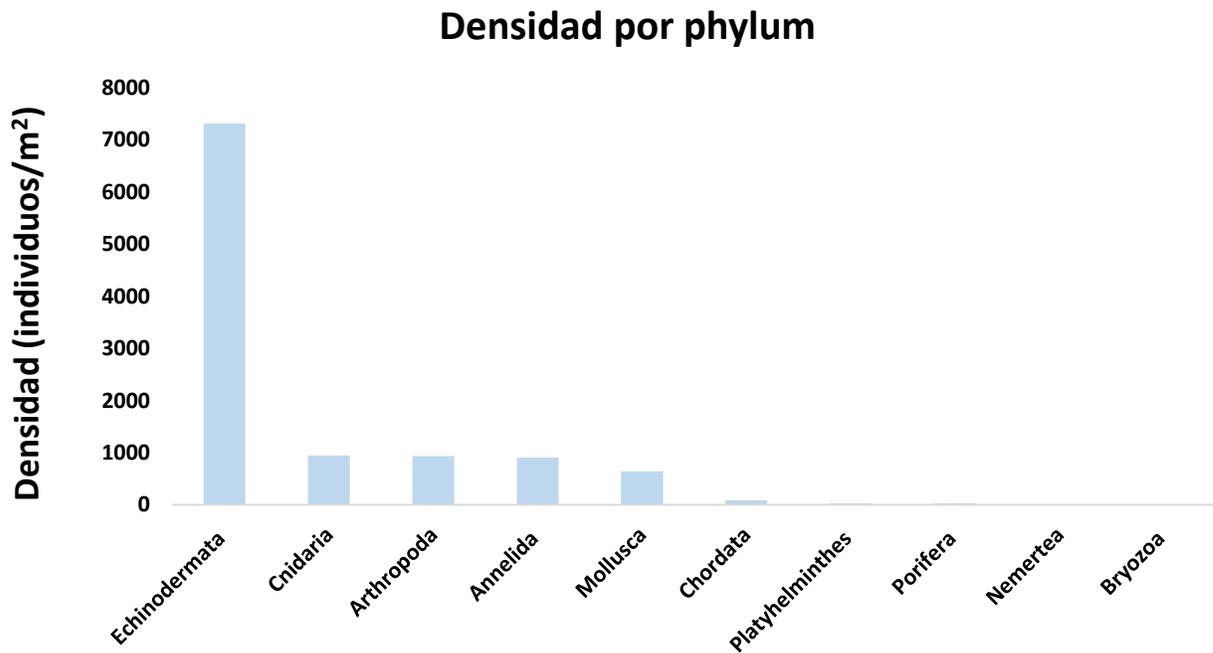
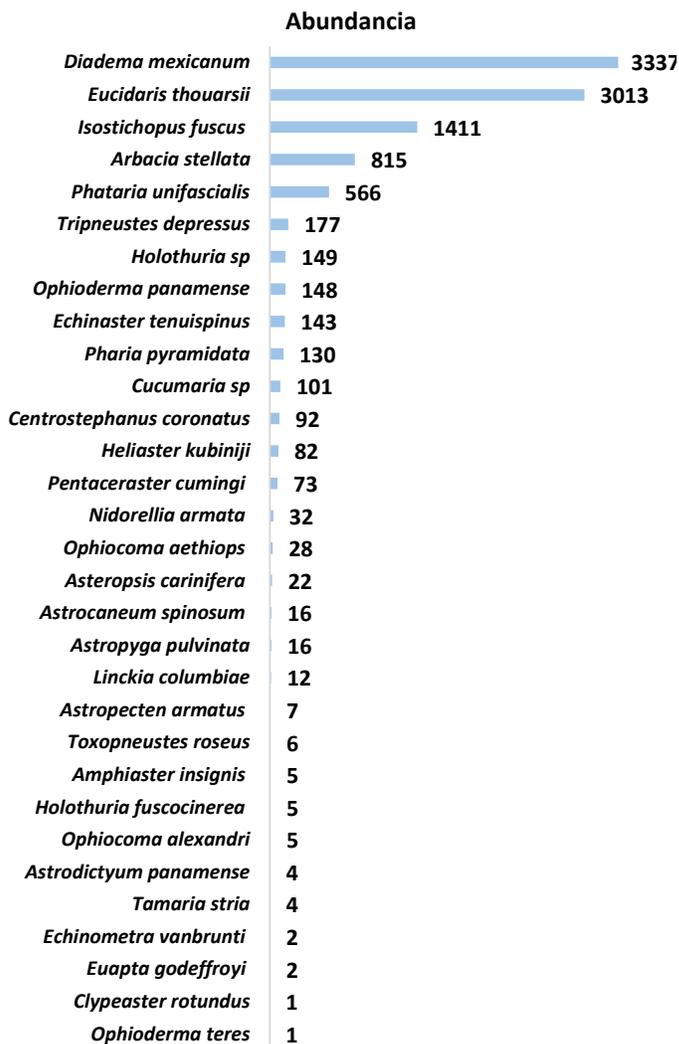


Figura 6.- Densidad total para cada uno de los phyla.

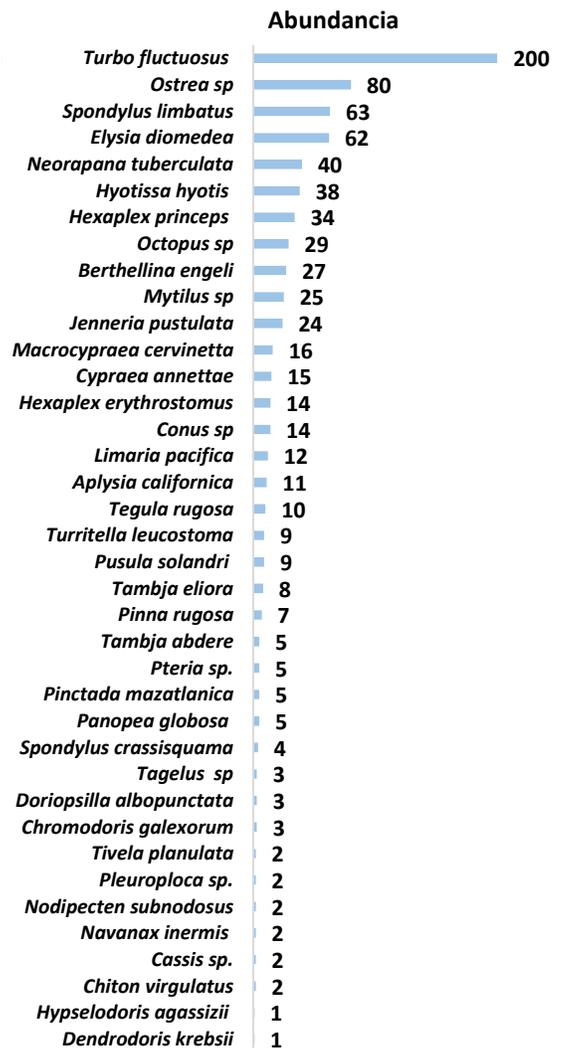
Se procedió analizar por phylum las abundancias y coberturas de las especies, donde *Diadema mexicanum* (erizo de puntas negras), *Eucidaris thouarsii* (erizo lápiz) e *Isostichopus fuscus*, (pepino café) fueron las especies más abundantes (>1,000 individuos) para el phylum Echinodermata. Los cnidarios más abundantes lo componen las gorgóneas *Muricea californica*, *Eugorgia aurantiaca* y *Leptogorgia alba*, las anemonas: *Alicia beebei* y *Pachycerianthus fimbriatus*, y los corales *Antipathes galapagensis* y *Ceratotrochus franciscana* con abundancias mayores de 100 individuos cada uno. Respecto a la cobertura, el coral escleractínido zooxantelado *Porites panamensis* (coral esmeralda) y el hidrozooario *Lytocarpus nuttingi* presentaron porcentajes mayores coberturas. Entre los artrópodos destacan los cangrejos *Clibanarius digueti* (cangrejo ermitaño) y *Stenorhynchus debilis* (cangrejo flecha), con abundancias de más 100 individuos. Los anélidos más abundantes fueron los poliquetos *Bispira rugosa* (plumero de mar) y *Spirobranchus giganteus* (pinito de navidad), ambos con más de 400 individuos. Para el phylum Mollusca, la especie *Turbo fluctuosus* (caracol turbo) fue la más representativa con 200 individuos.

Las esponjas que predominaron con más de un 600 % cobertura fueron *Acarnus erithacus* (esponja roja aterciopelada) y *Cliona californiana* (esponja de barril). Entre los platelmintos, *Cryptobiceros bajaie* (gusano plano) obtuvieron abundancias mayores de 40 individuos. Los phyla Chordata, Nermetea, Byozoa se caracterizaron por solo tener una especie: *Ascidia sp* (106 individuos), *Baseodiscus mexicanus* (5 individuos) y *Bugula neritina* (95% de cobertura). En la Figura 8A, B, C1,2, D1,2, E, F, G, H y I se detallan las abundancias de todas las especies por phylum.

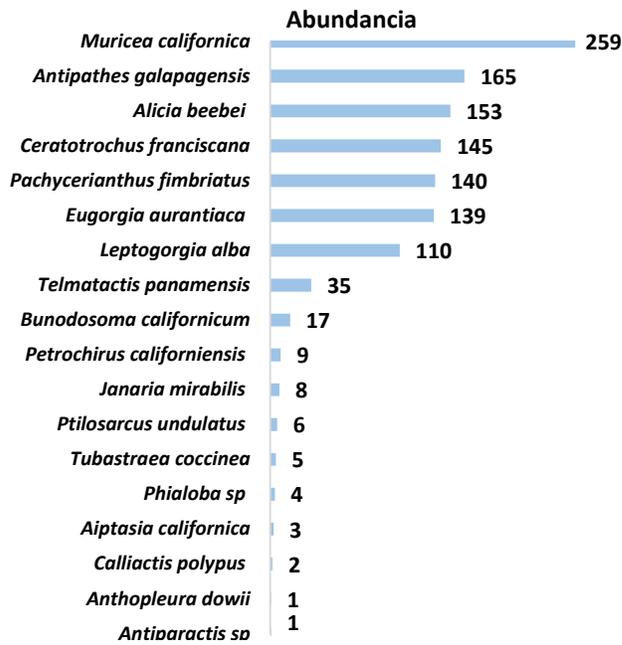
A) Especies del phylum Echinodermata



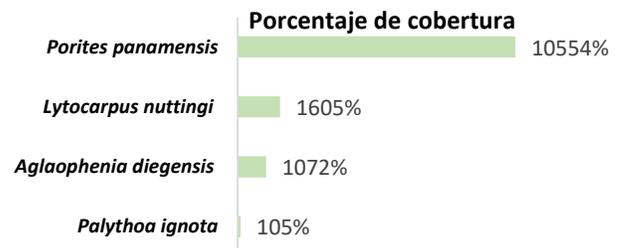
B) Especies del phylum Mollusca



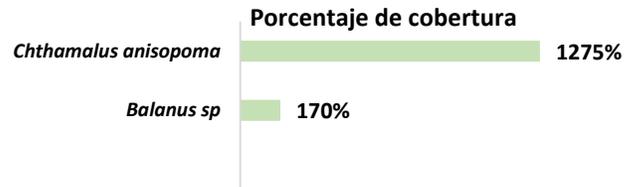
C1) Especies del phylum Cnidarios



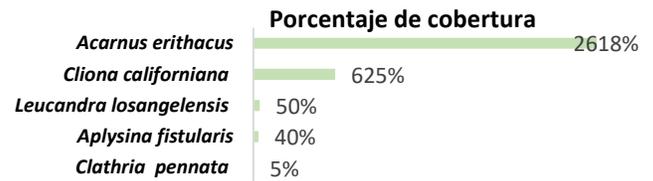
C2) Especies del phylum Cnidarios



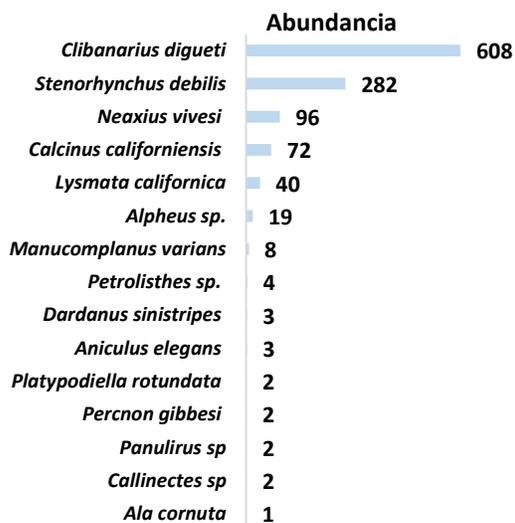
D2) Especies del phylum Arthropoda



F) Especies del phylum Porifera



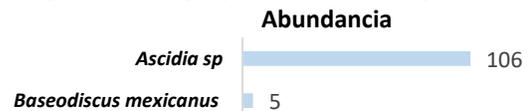
D1) Especies del Phylum Arthropoda



G) Especies del phylum Platyhelminthes



H) Especies del phylum Chordata y Nermetea



E) Especies del phylum Annelida

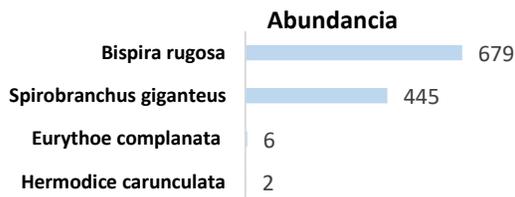


Figura 7.- Gráficas de abundancia y cobertura de las especies por phylum.

3.3.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición

Diagrama de Olmstead y Tukey

El ordenamiento de Olmstead-Tukey permitió reconocer a las especies dominantes por cada phyla, con respecto a su posición jerárquica de los gráficos (Figura 9). Se registró un total de 57 especies dominantes, 5 especies ocasionales, 3 frecuentes y 58 raras. La mediana para la frecuencia de aparición (eje X) fue 9 y para el logaritmo de la densidad (eje Y) fue 2.23. Esto nos sirvió para resaltar las divisiones jerárquicas (lianas rojas punteadas).

Phylum Echinodermata

Se registraron 19 especies dominantes, 11 raras y una ocasional. En su mayoría, la dominancia fue ejercida por los erizos de mar, observando tres especies muy representativas: *Eucidaris thouarsii*, *Diadema mexicanum*, y *Arbacia stellata*. Otros organismos dominantes con altas densidades, pero con una frecuencia menor a los tres erizos anteriores, fueron las estrellas de mar: *Phataria unifascialis*, *Pharia pyramidata*, *Echinaster tenuispinus*, y el pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Figura 9A).

Phylum Cnidaria

Este grupo presentó 12 especies dominantes y 10 raras, destacando el coral hermatípico *Porites panamensis* por sus altas densidades (expresado en cobertura) y su alta frecuencia de aparición en los sitios de estudio. De igual forma, la gorgónea *Muricea californica* y las anemonas *Alicia beebei* y *Pachycerianthus fimbriatus* presentaron altas densidades, pero frecuencias menores a *P. panamensis*, por lo que se incluyen dentro de los grupos de los dominantes. Para las especies raras, en su mayoría destacaron otras anemonas y los corales de copa solitarios (Figura 9B).

Phylum Mollusca

Se obtuvo un total de 16 especies dominantes, dos especies ocasionales, una frecuente y 19 especies raras, por lo que la composición faunística está muy bien representada en este grupo. Por las altas densidad y frecuencia de aparición destacaron las especies: *Turbo fluctuosus* (caracol turbo) *Spondylus limbatus* (almeja burra). Las especies ocasionales fueron *Limaria pacifica* (almeja frágil) y *Tegula rugosa* (Caracol tegula) que son característicos de zonas someras e intermareales rocosos. Por su parte, la especie frecuente fue *Turritella leucostoma*, mientras que las raras comprendían nudibranchios y bivalvos sésiles

de importancia comercial (*Panopea globosa*, *Nodipecten subnodosus*, *Pinctada mazatlanica* entre otros) (Figura 9C).

Phylum Arthropoda

Este *Phyla* se caracterizó por presentar en casi su totalidad individuos decápodos y dos especies gregarias del orden sessilia. Se obtuvieron cinco especies dominantes (*Clibanarius digueti*, *Stenorhynchus debilis*, *Neaxius vivesi*, *Lysmata californica*, *Chthamalus anisopoma*), dos especies que se ubicaron en el margen de las especies ocasionales (*Calcinus californiensis* y *Alpheus sp*) y 11 especies raras que en su mayoría estaban representadas por cangrejos ermitaños y cangrejos con hábitos solitarios (Figura 9D).

Phylum Porifera, Platyhelminthes, Nemertea, Bryozoa, Annelida y Chordata

Para fines prácticos, se optó por juntar estos *Phylas* por la cantidad reducida de especies que los componía. Se contabilizó un total de cinco especies dominantes sobresaliendo los poliquetos filtradores *Bispira rugosa* y *Spirobranchus giganteus*,

La especie de Ascidia, una esponja (*Acarnus erithacus*) y un gusano plano (*Cryptobiceros bajae*). Se observaron dos especies frecuentes pertenecientes a una esponja (*Cliona californiana*) y la única especie de Briozoario (*Bugula neritina*).

Para las especies raras se obtuvieron un total de siete representados por los dos poliquetos de fuego (*Eurythoe complanata* y *Hermodice carunculata*), el Nermentino rayado (*Baseodiscus mexicanus*), el gusano plano (*Thysanozoon californicum*) y tres esponjas (*Aplysina fistularis*, *Leucandra losangelensis* y *Clathria pennata*) (Figura 9E).

A)

Gráfico Olmstead-Tukey para Equinodermos

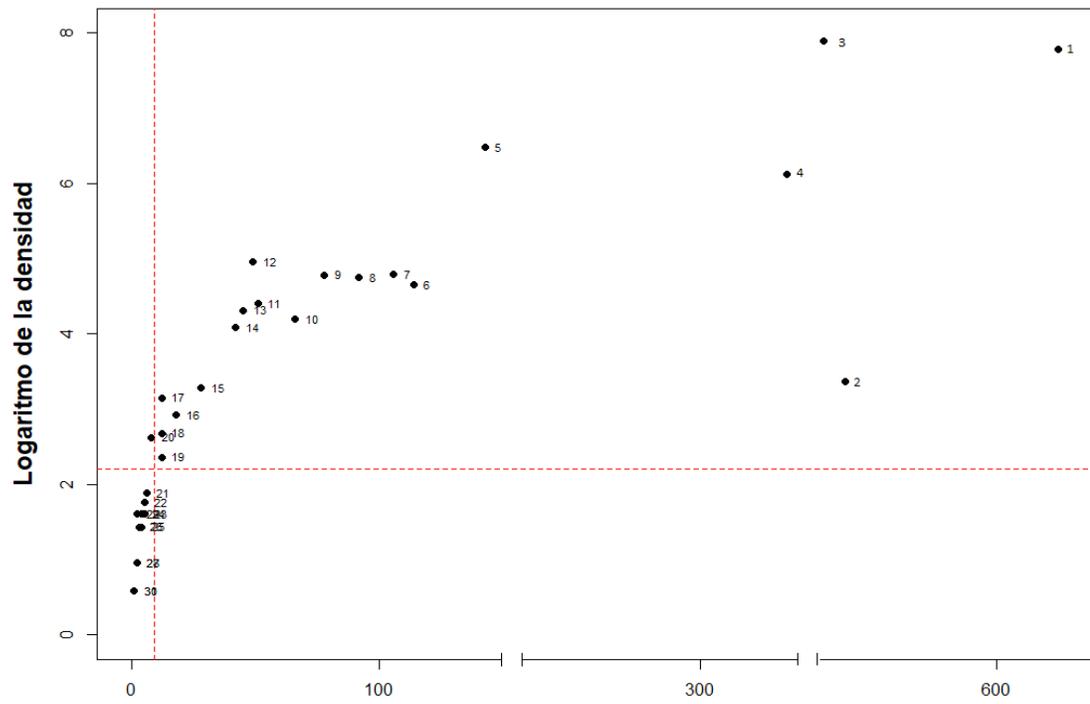
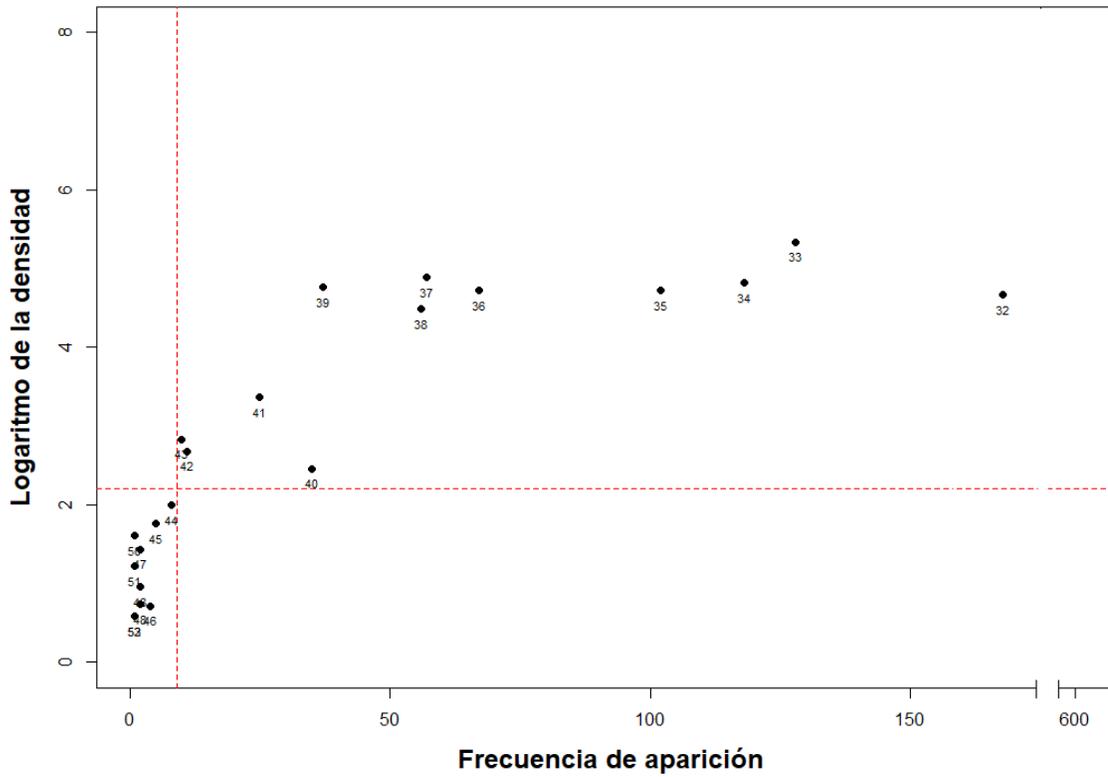


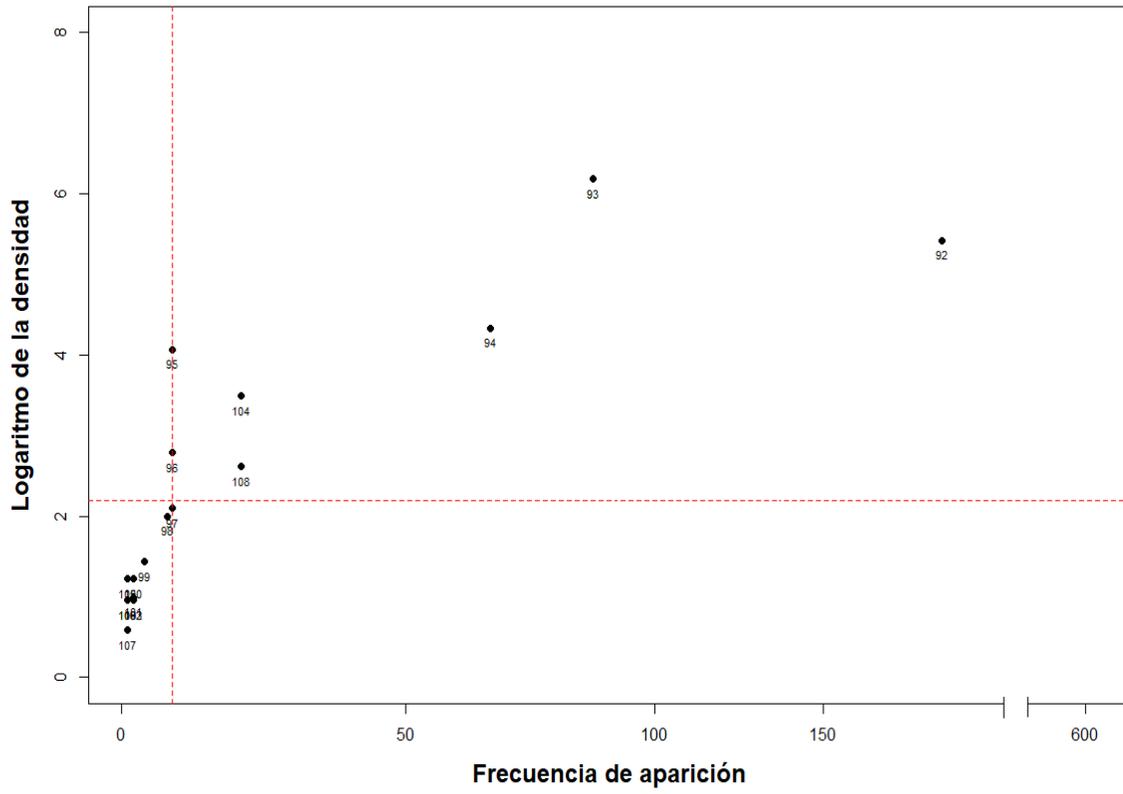
Gráfico Olmstead-Tukey para cnidarios

B)

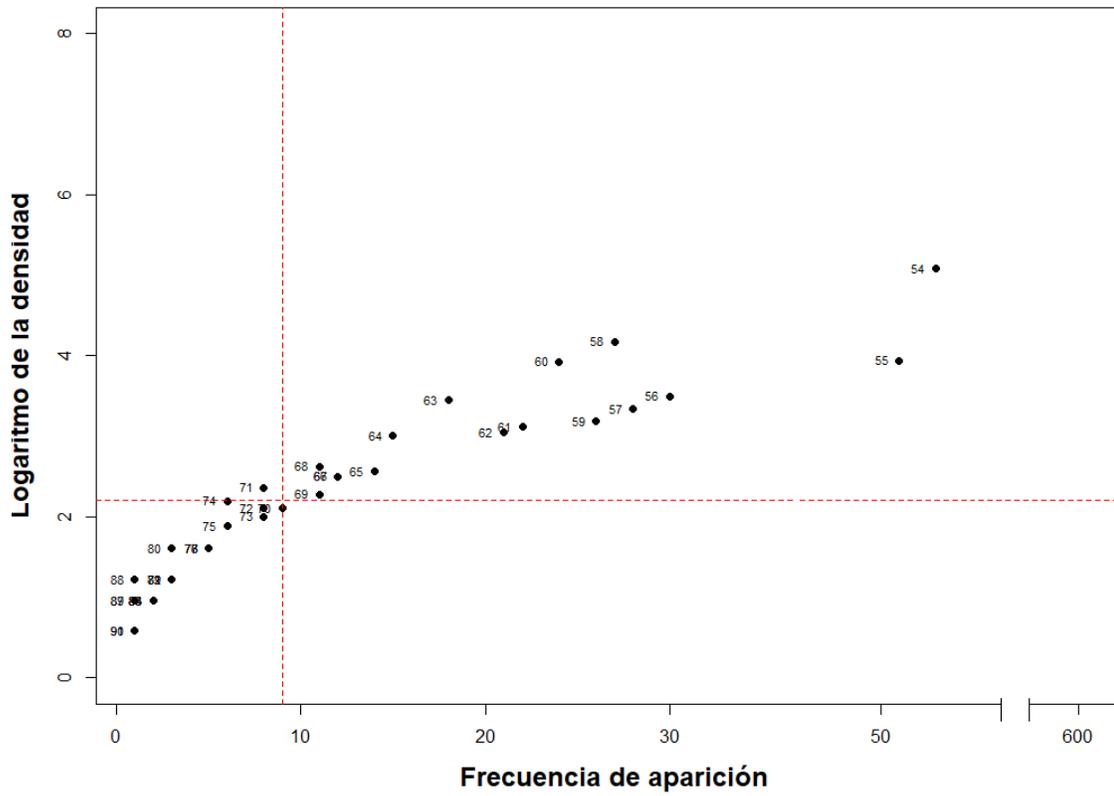


C)

Gráfico Olmstead-Tukey para artrópodos



D)



E)

Gráfico Olmstead-Tukey para cordata, anelida, porifera, platelminta, nermentina y briozoa

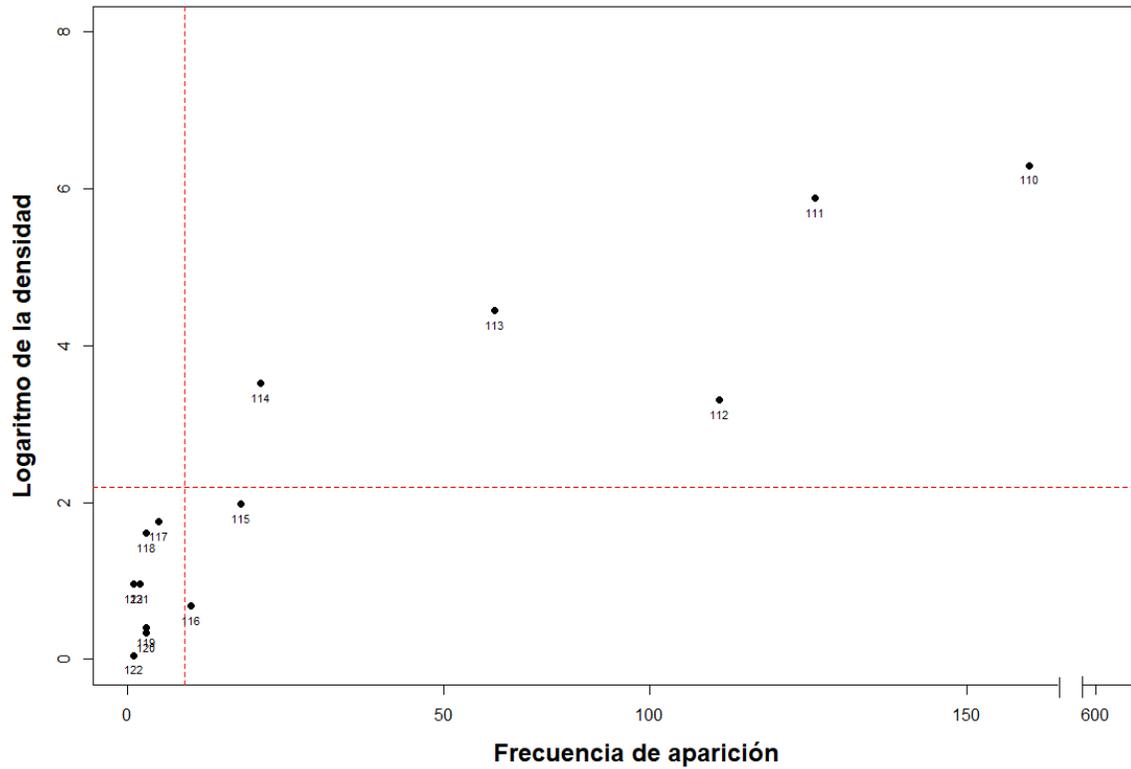


Figura 8.- Ordenamiento de Olmstead-Tukey para los diferentes phylum de estudio. Las líneas rojas representan las medianas calculadas para cada eje y la división jerárquica de las especies en dominantes (D), abundantes (A), frecuentes (F) y raras (R).

Índice de Valor Biológico (IVB)

Mediante el IVB se determinaron que las especies representativas que reúnen el 80% de la densidad total acumulada fueron 59, concordando con los resultados de las especies dominantes del análisis del Olmstead-Tukey y de los cuales 20 fueron equinodermos, 17 moluscos, 11 cnidarios, 6 crustáceos, 2 poliquetos y un platelminto. Las tres especies con los valores más altos del IVB correspondieron a equinodermos, siendo *E. thouarsii*, *D. mexicanum* y *P. unifascialis*. El orden de importancia con respecto a los valores del IVB y la categoría obtenida de Olmstead-Tukey se detallan en la Tabla 7.

Tabla 7.- Valores del IVB y categoría de Olmstead-Tukey de cada especie (OT).

Especies	Imp	IVB	OT	ID	Especies	Imp	IVB	O-T	ID
<i>Eucidaris thouarsii</i>	1	1553	Dominante	1	<i>Hexaplex princeps</i>	32	228	Dominante	57
<i>Diadema mexicanum</i>	2	1288	Dominante	3	<i>Octopus sp</i>	33	225	Dominante	59
<i>Phataria unifascialis</i>	3	1252	Dominante	4	<i>Telmatactis panamensis</i>	34	218	Dominante	41
<i>Bispira rugosa</i>	4	964	Dominante	110	<i>Ostrea sp</i>	35	196	Dominante	58
<i>Spirobranchus giganteus</i>	5	951	Dominante	111	<i>Cryptobiceros bajae</i>	36	187	Dominante	114
<i>Stenorhynchus debilis</i>	6	936	Dominante	92	<i>Hyotissa hyotis</i>	37	180	Dominante	63
<i>Arbacia stellata</i>	7	836	Dominante	5	<i>Neorapana tuberculata</i>	38	180	Dominante	56
<i>Pharia pyramidata</i>	8	742	Dominante	6	<i>Nidorellia armata</i>	39	173	Dominante	15
<i>Alicia beebei</i>	9	740	Dominante	34	<i>Berthellina engeli</i>	40	163	Dominante	61
<i>Holothuria sp</i>	10	634	Dominante	7	<i>Mytilus sp</i>	41	149	Dominante	62
<i>Pachycerianthus fimbriatus</i>	11	605	Dominante	35	<i>Asteropsis carinifera</i>	42	145	Dominante	16
<i>Muricea californica</i>	12	601	Dominante	33	<i>Elysia diomedea</i>	43	145	Dominante	60
<i>Clibanarius digueti</i>	13	593	Dominante	93	<i>Lysmata californica</i>	44	143	Dominante	95
<i>Echinaster tenuispinus</i>	14	567	Dominante	8	<i>Astropyga pulvinata</i>	45	113	Dominante	18
<i>Eugorgia aurantiaca</i>	15	528	Dominante	36	<i>Jenneria pustulata</i>	46	113	Dominante	64
<i>Neaxius vivesi</i>	16	480	Dominante	94	<i>Chthamalus anisopoma</i>	47	112	Dominante	96
<i>Ophioderma panamense</i>	17	477	Dominante	9	<i>Linckia columbiae</i>	48	112	Dominante	19
<i>Ascidia sp</i>	18	443	Dominante	113	<i>Turritella leucostoma</i>	49	111	Frecuente	70
<i>Heliaster kubiniji</i>	19	433	Dominante	10	<i>Macrocypraea cervinetta</i>	50	110	Dominante	68
<i>Porites panamensis</i>	20	403	Dominante	32	<i>Aglaophenia diegensis</i>	51	109	Dominante	40
<i>Isostichopus fuscus</i>	21	379	Dominante	2	<i>Hexaplex erythrostomus</i>	52	109	Dominante	67
<i>Centrostephanus coronatus</i>	22	372	Dominante	13	<i>Conus sp</i>	53	103	Dominante	66
<i>Leptogorgia alba</i>	23	359	Dominante	38	<i>Cypraea annettae</i>	54	100	Dominante	65
<i>Spondylus limbatus</i>	24	358	Dominante	55	<i>Limaria pacifica</i>	55	99	Ocasional	71
<i>Cucumaria sp</i>	25	349	Dominante	11	<i>Astrocanium spinosum</i>	56	92	Ocasional	20
<i>Turbo fluctuosus</i>	26	333	Dominante	54	<i>Ophiocoma aethiops</i>	57	85	Dominante	17
<i>Antipathes galapagensis</i>	27	325	Dominante	37	<i>Petrochirus californiensis</i>	58	82	Rara	99
<i>Ceratotrochus franciscana</i>	28	312	Dominante	39	<i>Bunodosoma californicum</i>	59	76	Dominante	42
<i>Tripneustes depressus</i>	29	257	Dominante	12	<i>Alpheus sp</i>	60	73	Ocasional	98
<i>Acarus erithacus</i>	30	256	Dominante	112	<i>Bugula neritina</i>	61	73	Frecuente	116
<i>Pentaceraster cumingi</i>	31	243	Dominante	14	<i>Calcinus californiensis</i>	62	71	Ocasional	97

Tabla 7. Continuación de los valores del IVB y categoría de Olmstead-Tukey de cada especie (OT).

Especies	Imp	IVB	OT	ID	Especies	Imp	IVB	OT	ID
<i>Tegula rugosa</i>	63	71	Ocasional	74	<i>Tubastraea coccinea</i>	94	22	Rara	50
<i>Pinna rugosa</i>	64	70	Rara	75	<i>Aniculus elegans</i>	95	21	Rara	106
<i>Pusula solandri</i>	65	67	Rara	72	<i>Navanax inermis</i>	96	19	Rara	84
<i>Cliona californiana</i>	66	64	Ocasional	115	<i>Chromodoris galexorum</i>	97	18	Rara	88
<i>Aplysia californica</i>	67	62	Dominante	69	<i>Platypodiella rotundata</i>	98	18	Rara	108
<i>Pteria sp.</i>	68	62	Rara	77	<i>Tagelus sp</i>	99	18	Rara	79
<i>Janaria mirabilis</i>	69	60	Rara	44	<i>Calliactis polypus</i>	100	16	Rara	48
<i>Lytocarpus nuttingi</i>	70	58	Dominante	43	<i>Dardanus sinistripes</i>	101	16	Rara	102
<i>Astropecten armatus</i>	71	50	Rara	21	<i>Ophiocoma alexandri</i>	102	16	Rara	24
<i>Manucomplanus varians</i>	72	49	Rara	100	<i>Petrolisthes sp.</i>	103	16	Rara	101
<i>Ptilosarcus undulatus</i>	73	48	Rara	45	<i>Tivela planulata</i>	104	15	Rara	86
<i>Astrodictyum panamense</i>	74	45	Rara	25	<i>Balanophyllia sp</i>	105	14	Rara	49
<i>Holothuria fuscocinerea</i>	75	45	Rara	23	<i>Doriopsilla albopunctata</i>	106	14	Rara	82
<i>Palythoa ignota</i>	76	39	Rara	46	<i>Pleuroploca sp.</i>	107	14	Rara	85
<i>Baseodiscus mexicanus</i>	77	37	Rara	118	<i>Aplysina fistularis</i>	108	13	Rara	120
<i>Pinctada mazatlanica</i>	78	36	Rara	76	<i>Callinectes sp</i>	109	13	Rara	107
<i>Phialoba sp</i>	79	35	Rara	47	<i>Percnon gibbesi</i>	110	13	Rara	105
<i>Tambja eliora</i>	80	33	Rara	73	<i>Cassis sp.</i>	111	12	Rara	87
<i>Eurythoe complanata</i>	81	32	Rara	117	<i>Ophioderma teres</i>	112	12	Rara	30
<i>Spondylus crassisquama</i>	82	32	Rara	81	<i>Clathria pennata</i>	113	12	Rara	122
<i>Toxopneustes roseus</i>	83	32	Rara	22	<i>Chiton virgulatus</i>	114	10	Rara	89
<i>Amphiaster insignis</i>	84	30	Rara	29	<i>Euapta godeffroyi</i>	115	10	Rara	27
<i>Tamaria stria</i>	85	30	Rara	26	<i>Ala cornuta</i>	116	7	Rara	109
<i>Tambja abdere</i>	86	30	Rara	78	<i>Antiparactis sp</i>	117	7	Rara	53
<i>Hermodice carunculata</i>	87	29	Rara	121	<i>Echinometra vanbrunti</i>	118	7	Rara	28
<i>Panulirus sp</i>	88	27	Rara	104	<i>Hypselodoris agassizii</i>	119	7	Rara	91
<i>Leucandra losangelensis</i>	89	26	Rara	119	<i>Thysanozoon californicum</i>	120	7	Rara	123
<i>Panopea globosa</i>	90	25	Rara	80	<i>Clypeaster rotundus</i>	121	5	Rara	29
<i>Nodipecten subnodosus</i>	91	24	Rara	83	<i>Anthopleura dowii</i>	122	0	Rara	52
<i>Aiptasia californica</i>	92	23	Rara	51	<i>Dendrodoris krebsii</i>	123	0	Rara	90
<i>Balanus sp</i>	93	23	Rara	103					

Imp (orden de Importancia), **O-T** (Olmstead-Tukey), **ID** (número de identificación de las especies con respecto a los diagramas de Olmstead-Tukey). De color gris se muestran las 59 especies dominantes registradas por el IVB.

3.3.3 Estimación de la riqueza de especie esperada

El esfuerzo de muestreo realizado en los 62 sitios de estudio permitió registrar cerca del 90% de la riqueza de especie de la zona, con respecto a los estimadores no paramétrico, considerándose como un inventario lo suficientemente completo para el ensamble de macroinvertebrados epibentónicos. Las curvas de acumulación de los estimadores no paramétricos presentaron una tendencia asintótica y un crecimiento inicial rápido, alcanzando valores máximos entre 121 a 142 especies (Figura 10), lo que indica una baja probabilidad de registrar la presencia de una especie nueva, al aumentar el esfuerzo de muestreo. Con respecto a la representatividad para los estimadores de la riqueza de especies basados en datos cualitativos se observó que para Chao 2 se tiene una representación del 93% del inventario total, mientras que los estimadores basados en datos cuantitativos se obtuvo que para Chao 1 tiene una representación del 98%, Jackknife de primer orden un 88%, y Jackknife de segundo orden un 87%. De esta manera, con base en los estimadores no paramétricos, el valor de la riqueza observada (123 especies) se encuentra muy cercano al valor esperado. El índice Chao 1 resulto ser el más conservador, con unos valores estimados similares a los observados y alcanzando rápidamente la asintota.

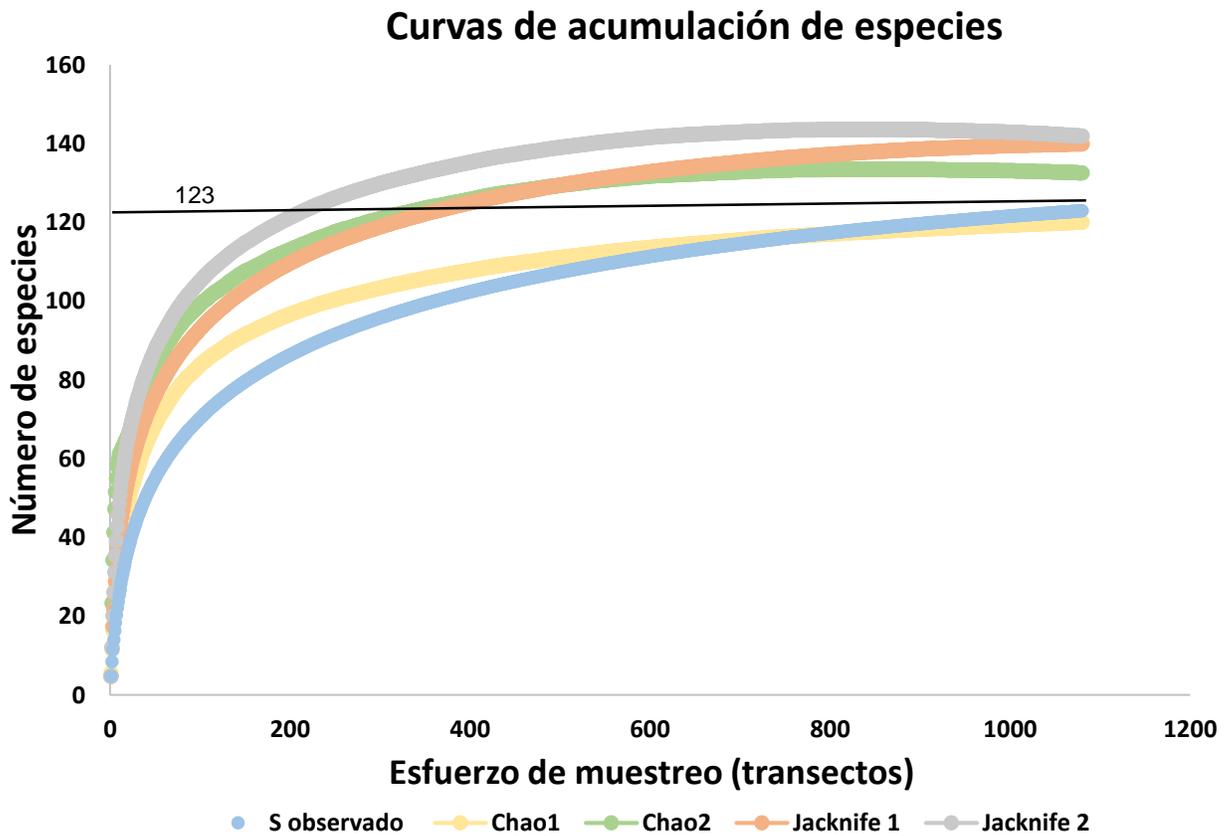


Figura 9.- Curvas de acumulación de especies de los estimadores no paramétricos: Chao 1, Chao 2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden. S observado representa a la Riqueza real.

En términos de exactitud, los valores obtenidos para cada estimador fueron: Chao 2 con 0.006, Chao 1 con 0.0005, y Jackknife de primero y segundo orden con 0.019 y 0.023 respectivamente. Observando que el valor más bajo lo obtuvo Chao 1. No obstante, todos los estimadores no paramétricos de la riqueza de especies mostraron ser igual de válidos debido al resultado cercano a cero.

3.3.4 índices de la estructura del ensamble

Riqueza de especies (S)

La riqueza de macroinvertebrados epibentónicos de los 62 sitios mostró una importante variabilidad espacial, con un rango de sus valores entre 9 a 38 especies. Para los sitios ubicado en la zona norte pertenecientes, el sitio de mayor riqueza fue Calamajué X con 27 especies y el mínimo San Luis Gonzaga III con 15 especies. Para los sitios pertenecientes zona centro, destacaron los sitios Punta Remedio y Punta Refugio-Niag por tener las riquezas más baja (diez y nueve especies), debido a una visita registrada. Excluyendo lo anterior, los otros sitios que se ubican en la misma zona mostraron un rango en los valores de 20 (p.ej. Tortuga, Soldado norte, San Bernabé y Ballenita Norte) a 30 (Staton). Los sitios que se ubicaron al sur, el valor más alto de riqueza se registró en el sitio insular San Lorenzo V con 37 especies y el más bajo en los sitios de San Francisco Maricultivo I y II con 16 especies cada uno.

Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

En el caso del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), los valores variaron de 0.42 a 1.34, mostrando una variabilidad espacial marcada en los sitios de estudio. Por otra parte, el índice de H' no mostró un patrón similar a la riqueza de especie, esperando un aumento con inclusión de más especies (p.ej. los sitios Punta Remedio y Punta Refugio-Niag alcanzaron valores de H' por encima de otros sitios que presentaban más cantidad de especies) (Figura 11A). Los sitios de la zona norte, el valor mínimo de H' se presentó en el sitio San Luis Gonzaga XI con 0.50 y el valor máximo en Calamajue X con 1.20. Para los sitios de la zona centro, el valor mínimo se presentó en Tortuga y Gemelos norte I con 0.61 y 0.68 respectivamente, mientras que el valor máximo lo obtuvieron los sitios Nido Niag, Garañon y Razito Norte con valores de 1.13, 1.13 y 1.14. Para los sitios de la zona sur los valores máximos de H' se registraron en el archipiélago de San Lorenzo, siendo 1.34 y 1.32 correspondientes a los sitios San Lorenzo V y VI. Por otra parte, los sitios San Francisco Maricultivo I y II, mostraron los valores mínimos de 0.59 y 0.42 respectivamente.

Equidad o uniformidad de Pielou (J')

Para el índice de equidad J' , los valores fluctuaron entre 0.35 a 0.87, mostrando una tendencia espacial similar al índice H' , donde un aumento de H' , repercute en un aumento de J' (Figura 11A). En la mayoría de los sitios, se presentaron valores de J' por arriba del valor intermedio (0.5), que en termino de equidad, la distribución de las densidades de las especies es casi homogénea o muy similares entre ellas.

Dominancia de Simpson (λ)

Este índice es inversamente proporcional al índice de J' , por lo que los altos valores de Simpson reflejan una alta densidad de algunas especies que representan las muestras (Figura 11 B). Para el caso de los 62 sitios, los valores fluctuaron entre 0.06 a 0.60, que, al igual que J' y H' , el índice de Simpson mostro el mismo patrón espacial para los sitios (p.ej. San Luis Gonzaga XI y San Francisco Maricultivo II con valores máximos de 0.58 y 0.60 respectivamente y a su vez dominados por *C. digueti*, *B. rugosa* y *P. panamensis*).

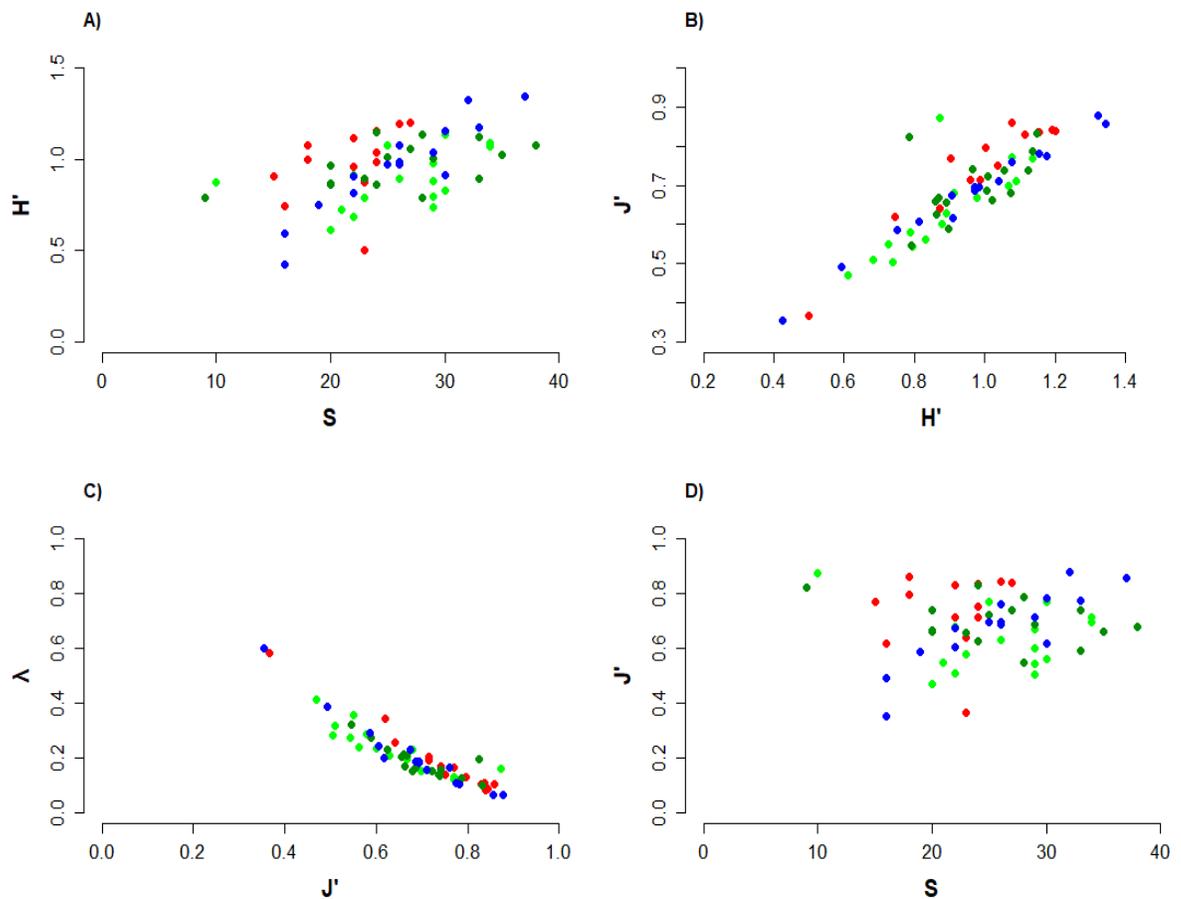


Figura 10.- Gráficos de dispersión entre los índices de la estructura del ensamble. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.

3.3.5 Índices de distinción taxonómica

Índice de diversidad taxonómica (Δ)

Los valores de la diversidad taxonómica de los sitios de estudio variaron entre un rango de 39.56 a 90.51. Se observó que tiene una tendencia espacial muy similar al índice H' , donde los valores más altos de Δ hacen referencia que son sitios diversos, equitativos y, además, las especies son taxonómicamente diferentes (Figura 12A). Los sitios ubicados en la parte norte, el valor mínimo de Δ se presentó en San Luis Gonzaga XI con 41.09, lo que revela que las 23 especies que posee, pertenecen a un número reducido de clases (10) y ordenes (17), y una alta dominancia de la especie *C. digueti* (358 ind.). Por otra parte, el valor máximo fue de 89.81, perteneciente a Calamajué X. Para los sitios de la zona centro Tortuga registro el valor mínimo con 47.13, mientras que el valor máximo se presentó en Razito Norte con 82.47. La zona sur se caracterizó otra vez de presentar un valor bajo para el sitio de San Francisquito Maricultivo II (39.56). Mientras que la isla de San Lorenzo presento valor más alto de Δ (San Lorenzo 6= 90.51).

Índice de distinción taxonómica (Δ^*)

El índice de distinción taxonómica varió entre 75.10 a 98.72, perteneciendo el valor mínimo al sitio de Gemelos sur II, y el valor máximo por San Francisquito Maricultivo II. Los sitios de la zona norte se caracterizaron por presentar valores de Δ^* por arriba de 90, lo que repercute en una buena representación taxonómica de especies de macroinvertebrados epibentónicos. Para la zona centro los valores de Δ^* tuvieron una variación más marcadas, presentado sitios con valores de 75 a 94. Cabe recalcar que para los sitios con pocas especies como Punta Remedio y Punta Refugio-Niag mostraron valores de Δ^* muy cercanos a 90 y obtuvo solo nueve sitios con valores de Δ^* por arriba de 90 para esta zona. Para la zona sur, los sitios se caracterizaron por tener valores de Δ^* por encima 80 y 90.

Índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+)

Los valores de la distinción taxonómico promedio (Δ^+) vario entre 88.89 a 96.73. En la mayoría de los sitios de la zona norte, los valores de Δ^+ estuvieron por arriba de 95, siendo Calamajue VI con el valor más bajo (93.03). La zona centro presento una variación más marcada, obteniendo valores de Δ^+ por debajo de 90 (Punta Remedio con 89.26 y Punta Refugio-Niag con 88.89), y a su vez, la mayoría de los sitios presentaba valores por debajo de 95. La zona sur tuvo una variación marcada en los valores de Δ^+ pero la mayoría de sus sitios presentaban valores por arriba 95, siendo el más alto San Francisquito Maricultivo II.

Índice de variación de la diferenciación taxonómica promedio (Λ^+)

Por su parte, la variación de la diferenciación taxonómica promedio (Λ^+) presento un rango en sus valores de 78.24 a 246.91. En las tres zonas, los sitios presentaron una variación muy marcada en sus valores Λ^+ . Para la zona norte el sitio San Luis Gonzaga III presento el valor más bajo con 79.87, mientras Calamajué VI y III presentaron la variación más alta con 172.89 y 174.45 respectivamente. La zona centro presento sitios con valores de Λ^+ mayores a 200 (PuntaRefugio-Niag, Quemado Norte, San Bernabe y Punta Remedio), mientras que el valor mínimo fue de 78.24 perteneciente a Coronadito sur. La zona sur, obtuvo un valor mínimo de 86.56 por parte de San Francisquito I, mientras que el valor máximo lo obtuvo San Francisquito IV con 192.88. A su vez se observó que los valores más bajo de la Δ^+ , presentan altos valores de Λ^+ (Figura 12B).

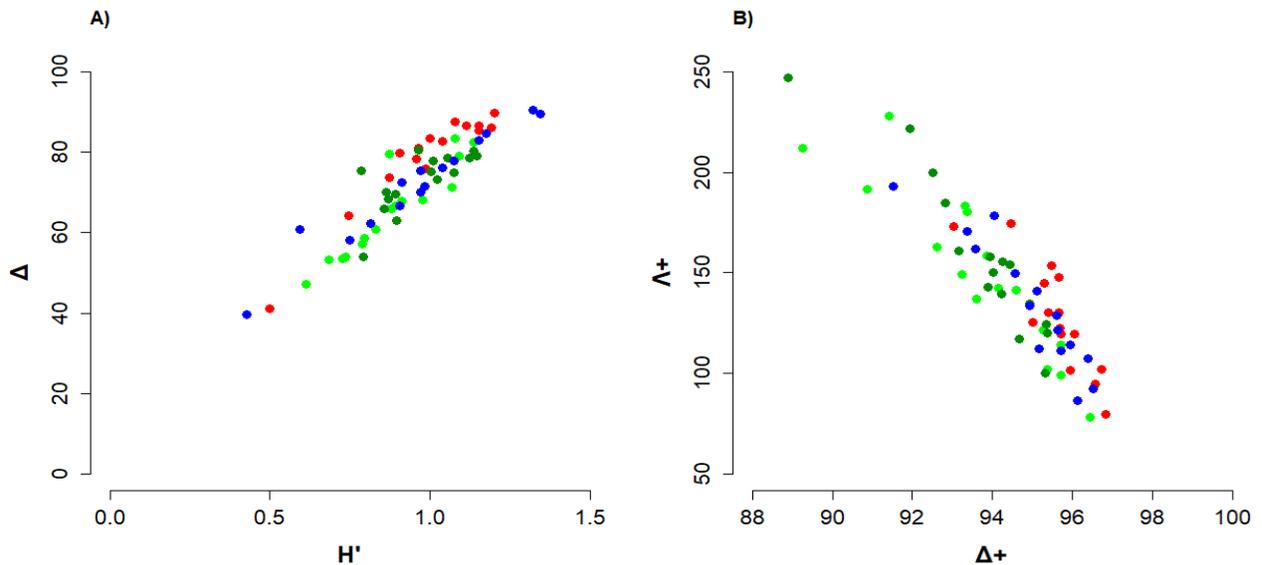


Figura 11.- Gráficos de la relación de H' vs Δ y Δ^+ con su Λ^+ . Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur=azul.

3.3.6 Modelo nulo: ausencia de estructura de la comunidad

El valor esperado del índice de Δ^+ estimado de la lista que incluye a todas las especies fue cercano a 96 y para su variación (Λ^+) fue próximo a 120. La representación gráfica para Δ^+ muestra 19 sitios que se encuentra por debajo del intervalo inferior de confianza al 95%, de los cuales, ocho pertenecen a la zona centro 1, siete pertenece a la zona centro 2, uno de la zona norte y tres de la zona sur. Además, se observa nueve sitios de la zona norte y siete sitios de la zona sur por arriba de la media esperada, pero dentro de

los intervalos de confianza, lo que demuestra una buena representación taxonómica de los sitios para estas zonas. Por otra parte, la representación gráfica de Λ^+ mostró sitios que se ubicaron sobre y debajo del intervalo de confianza, perteneciente a la zona centro 1 y 2 (Figura 13A y B y Anexo D).

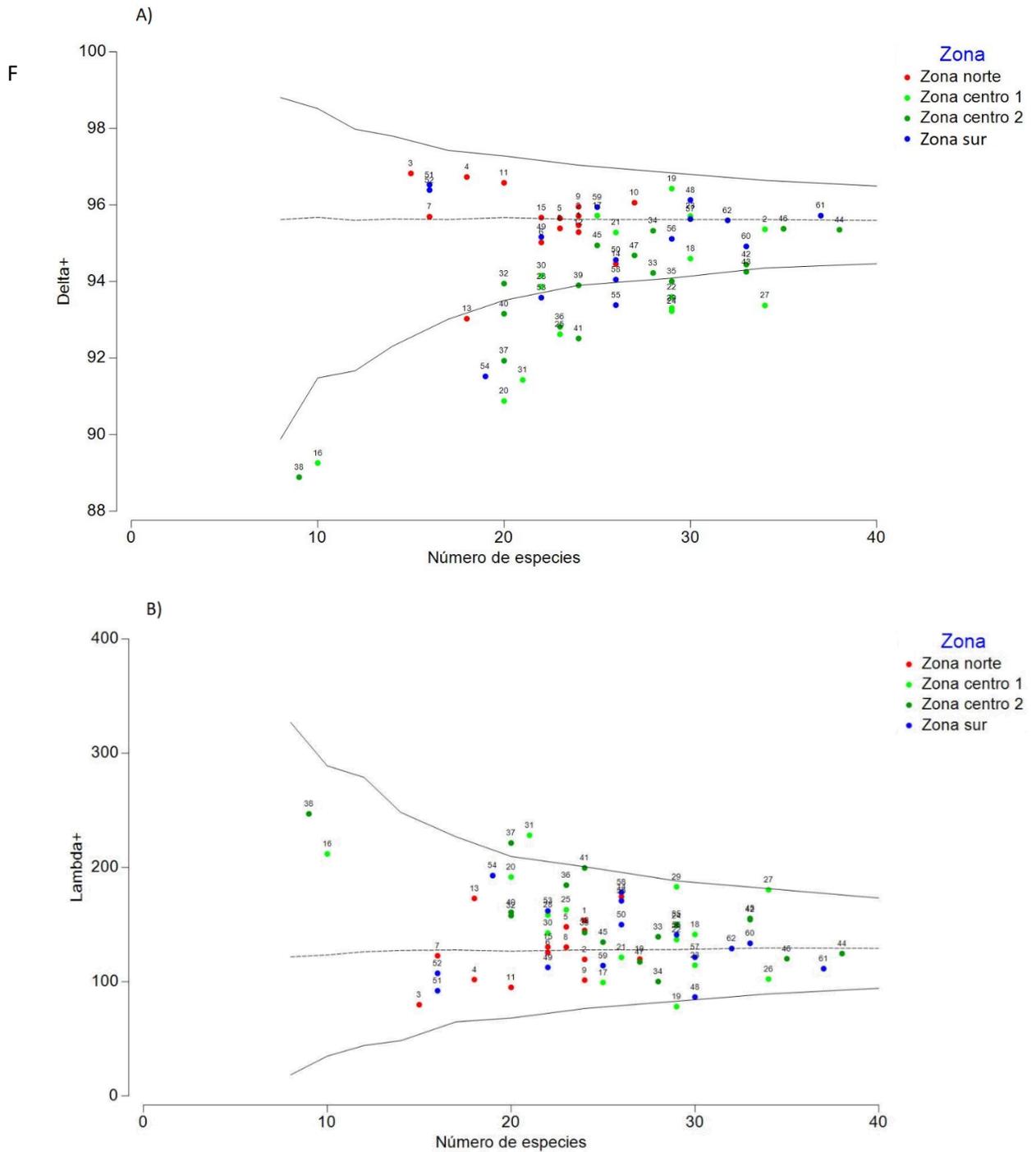


Figura 12.- Gráficos de Funnel del índice de distinción taxonómica promedio (Delta+) y la variación de la distinción taxonómica (Lambda+).

3.3.7 Grupos funcionales

Para el ensamble de macroinvertebrados epibentónicos se obtuvo el dendograma de la Figura 14, con un coeficiente de correlación cofenética de 0.83, indicando el mejor arreglo posible de los grupos que se formaron (con el método del UPGMA). Se realizó el corte a una similitud del 58% (líneas punteadas) de manera exploratoria, el cual se obtuvo un total de 24 grupos funcionales que ecológicamente son coherentes. Para la identificación de grupos reales, la prueba SIMPROF arrojó un total de 28 grupos (línea punteada roja de la Figura 14), coincidiendo en 20 grupos con el corte de similitud a 58%, por lo cual, la matriz de rasgos funcionales es consistente. Observando los resultados de la prueba SIMPROF, el grupo A y E se excluyen las especies *Ptilosarcus undulatus* y *Ascidia sp* respectivamente, mientras que para el grupo F y N se subdivide en dos subgrupos. Con respecto a lo anterior se procedió a quedarse con 24 grupos, debido a que las especies y subgrupos mencionados cumplen tanto ecológica y biológicamente el mismo papel del grupo donde se excluyen o se subdividen.

Los 24 grupos conformados en el dendograma se validaron mediante el análisis de similitud (ANOSIM), el cual arrojó un valor del estadístico $R=0.98$ que indica que la diferencia entre grupos es mayor que dentro de los mismos, es decir que las agrupaciones elegidas son correctas. De los 24 grupos funcionales, se obtuvieron dos entes independientes (Grupo L y Ñ), un grupo de 12 y dos con 11 especies, y el resto de los grupos variaron entre dos a diez especies (Tabla 8). En el apéndice E se detallan los rasgos funcionales para cada especie, así como el grupo funcional al que pertenecen.

Tabla 8.- Composición de los 24 grupos funcionales conforme al número de especies y organismos en general.

GF	Especies	Conformación	GF	Especies	Conformación
A	12	Corales, octocorales, zoantidos y briozoario	M	2	Babosas de mar herbívoras
B	11	Anemonas y corales solitarios de copa	N	10	Babosas de mar carnívoras
C	2	Almejas	Ñ	1	Caracol turritelido
D	2	Poliquetos filtradores	O	4	Caracoles porcelana
E	6	Esponjas y ascidia	P	2	Gusanos de fuego
F	11	Bivalvos sésiles y crustáceos cirrípedos sésiles	Q	2	Ofiuras canastas
G	8	Erizos de mar	R	4	Ofiuras
H	3	Almejas de arena y galleta de mar	S	3	Cangrejo flecha, porcelana y decorador
I	11	Estrellas de mar	T	2	Pulpo y jaiba
J	5	Pepinos de mar	U	2	Camarón pistola y fantasma
K	8	Caracoles roca, cono y turbo	V	7	Cangrejos ermitaños y porcelana
L	1	Gusano nemertino	W	3	Camarón, langosta y cangrejo

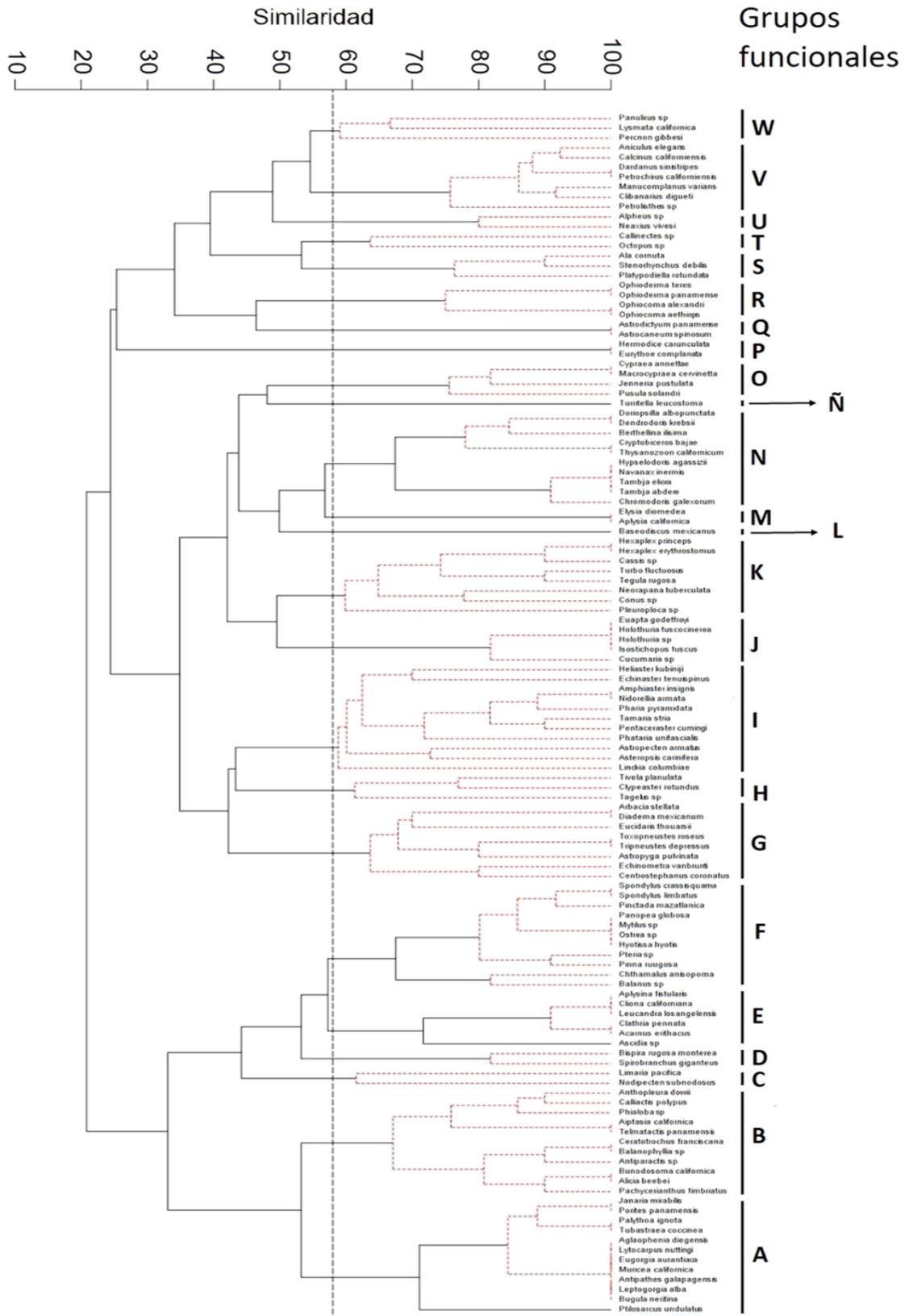


Figura 13.- Dendrograma de agrupamiento para los 122 macroinvertebrados epibentónicos y la conformación de 24 grupos funcionales. La línea punteada roja denota los resultados de la prueba SIMPROF y la línea punteada negra el corte exploratorio.

3.3.8 Índices de la estructura funcional del ensamble

Riqueza de grupos funcionales (S_{GF})

Los valores de la riqueza de grupos funcionales (GF) varían en un rango de 6 a 17. Los sitios de la zona norte se caracterizaron por tener más de 10 GF, siendo Calamajué VI el sitio con el valor mínimo de GF (10) y San Luis Gonzaga Nuevo con el máximo número de GF (15). Por otro lado, los sitios de la zona centro tuvieron una variación más marcada en la riqueza de los GF, teniendo sitios con menos de 10 GF (Punta remedio y Punta Refugio Niag, San Bernabé, Quemado Norte, Llave y Ballenita Norte) y sitios con 16 y 17 GF (Coronadito Sur, Razito Norte, Ventana Norte, Statón y Punta Víctor). Por otra parte, San Francisco Maricultivo I y II pertenecientes a la zona sur, obtuvieron nueve grupos funcionales, siendo el valor mínimo para esta zona, mientras que el valor máximo fue San Francisquito VIII con 16 GF.

Diversidad de Shannon-Wiener para grupos funcionales (H'_{GF})

Considerando la proporción de biomasa de los GF y su riqueza dentro de los sitios, se obtuvieron valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener en un rango de 0.211 a 0.80. De manera general, para el caso de los sitios de la zona norte, se observaron valores de H'_{GF} por arriba de 0.5, sobresaliendo los sitios San Luis Gonzaga III, IV, Calamajué X y IX con valores máximos de 0.8. Por otra parte, San Luis Gonzaga XII fue la excepción que presentó un valor de 0.3, lo que indica que a pesar de tener una riqueza alta de GF, la biomasa del grupo F (bivalvos sésiles filtradores) está por encima de los demás grupos. La zona centro tuvo una variación más marcada de los resultados de H'_{GF} , sobresaliendo el sitio Razito Norte, con un valor máximo de 0.7. Cabe recalcar que los sitios Punta Remedio y Punta Refugio-Niag, tuvieron valores de H'_{GF} por arriba de otros sitios (0.5), lo que representa una distribución más uniforme de la biomasa de sus seis GF. El valor más bajo registrado para esta zona fue el sitio de Gemelos norte I, debido a una alta biomasa del grupo de los erizos de mar (G). La zona centro se caracterizó por tener en su mayoría valores de H'_{GF} por arriba de 0.5, sobresaliendo los sitios del archipiélago de San Lorenzo, por tener en su mayoría valores de 0.6 a 0.8. De igual forma, los sitios de San Francisquito Maricultivo I y II se caracterizaron por tener valores de H'_{GF} altos (0.7), por lo que la biomasa de sus nueve GF se encuentra bien distribuida. Por último, el sitio San Francisquito II presentó el valor más bajo con 0.3, lo que revela una biomasa alta del grupo de los erizos de mar (G).

Equidad de Pielou los grupos funcionales (J'_{GF})

Los valores de la equidad de los GF variaron en un rango de 0.20 a 0.77, donde de forma general, se observa una mayor equidad para los sitios de la zona norte (Anexo F). Pata la zona norte, San Luis Gonzaga XII presentó la equitativa más baja con un valor de 0.32, mientras que San Luis Gonzaga III presentó la equidad más alta (0.77). Respecto a los sitios de la zona centro, se presentó en su mayoría una equidad por debajo de 0.50, siendo el sitio Gemelos norte I con el valor más bajo (0.20), mientras que los sitios con una equidad alta fueron Punta Remedio, Punta Refugio Niag y San Bernabe con valores de 0.63, 0.68 y 0.74 respectivamente). Esta baja equidad presentes en la mayoría de los sitios de la zona centro se debieron a la presencia de la alta biomasa por parte de los grupos de los erizos y estrellas de mar (G e I). Por otra parte, la zona sur se caracterizó por tener valores de 0.27 a 0.72. Los sitios San Francisquito Maricultivo I, II y San Lorenzo VI presentaron la equidad más alta con valores 0.72, 0.71 y 0.70 respectivamente, mientras que los valores más bajos fueron San Francisquito I, II y VII con 0.32, 0.27, 0.34 respectivamente. De igual forma, la baja equidad de estos tres sitios se debe a una alta biomasa representada por el grupo de los erizos y las estrellas de mar (GF G e I).

2.4.1 Índices de diversidad funcional

Índice de entropía cuadrática Rao, (FD_Q)

Se presentó una variación en los valores del índice de FD_Q en un rango 0.140 a 0.30. La zona norte se caracterizó por tener altos valores de FD_Q en sus sitios, sobresaliendo Calamajué 10 con el valor más alto (0.30) y San Luis Gonzaga XII con el valor más bajo (0.16). De manera general, la mayoría de los sitios tuvieron valores por arriba de 0.25, lo que indica que la diversidad funcional en estos sitios es mayor. La zona centro tuvo una variación más marcada en sus valores, donde los sitios Tortuga y Gemelos norte I presentaron los valores más bajo (0.14), mientras que Quemado Norte obtuvo el valor más alto con 0.30, además la mayoría de los sitios presentaron valores por debajo de 0.25, indicando que la diversidad funcional para esta zona es baja. Por otra parte, la zona sur se caracterizó por tener en su mayoría de sus sitios valores por arriba de 0.20, reflejando los valores altos para los sitios del archipiélago de San Lorenzo. Los sitios San Francisquito Maricultivo I y II para esta zona se caracterizaron por presentar valores mínimos con 0.18 y 0.15 respectivamente.

Por último, se observó que el índice FD_Q de igual forma, tiene un patrón similar a los resultados de la diversidad funcional (H'_{GF}) y la diversidad de la estructura del ensamble (H') (Figura 15).

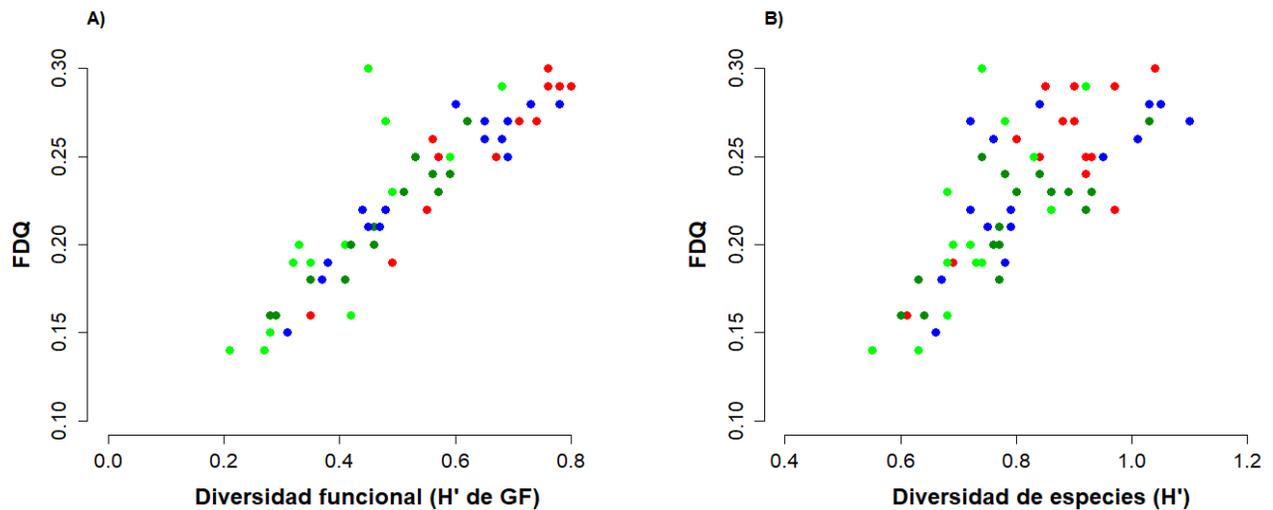


Figura 14.- Relación entre la diversidad taxonómica (H') y funcional (H'_{GF}) con el índice de entropía cuadrática de Rao, (FDQ) en los 62 sitios de estudio. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=**rojo**, zona centro 1=**verde**, zona centro 2=**verde oscuro**, zona sur=**azul**.

Equitatividad funcional (FEve)

Para este índice multidimensional funcional no se espera un patrón similar a los demás por los fundamentos en que se calcula. Los valores del índice de FEve para todos los 62 sitios de estudio se caracterizaron por tener valores por debajo de 0.50, en un rango de 0.09 a 0.48.

Para los sitios de la zona norte, los valores variaron de 0.13 (Calamajué VII) a 0.48 (San Luis Gonzaga Nuevo y XI). En el caso de la zona centro los sitios con el valor más bajo fueron Borrego y San Bernabe con 0.09 de equidad funcional, mientras que el valor más alto lo presentaron Alcatraz, Bota Norte y Mancha Blanca con 0.39, 0.38 y 0.38 respectivamente. De igual forma, se notó que los valores de la equidad funcional de la mayoría de los sitios del centro estaban ligeramente por arriba de los sitios del norte, revelando que la distribución de las biomásas de las especies en el espacio funcional y las distancias entre ellas son más regulares que los de la zona norte. Para la zona sur, el sitio San Lorenzo III presentó la equidad funcional más baja (0.18), mientras que los dos sitios de San Francisquito Maricultivo presentaron la equidad más alta (0.45).

Divergencia funcional (FDiv)

Para los valores de FDiv, se observó que todos los sitios presentaron valores por arriba de 0.75, siendo el valor más bajo Calamajué III con 0.74 y el valor más alto San Francisquito Maricultivo I con 0.99. Esto revela que las especies dominantes de la comunidad (en proporción de su biomasa) se encuentran alejadas del centro de gravedad del espacio funcional y por consiguiente tiene un alto grado de diferenciación de nicho.

En el caso de la zona norte resaltaron los sitios San Luis Gonzaga I, III, IV y Calamajué X por presentar valores por encima de 0.90. Por otro lado, los sitios Calamajué II, III y VI presentaron valores menores a 0.80. La zona centro solo presentó tres zonas con valores menores a 0.80 (Tortuga, Cabeza de Caballo Medio y Mancha blanca), mientras que el valor más alto fue Quemado Norte con 0.98. La zona sur no tuvo ningún valor menor a 0.80, siendo San Francisquito VIII con el valor mínimo de FDiv (0.82) para esta zona.

2.4.0 Redundancia ecológica

Se encontró una relación significativa, lineal y positiva, entre la diversidad taxonómica y la diversidad funcional medida a través de la riqueza y diversidad de H' (Figura 15). El valor del R^2 que se obtuvo para ambas regresiones sugiere que más del 60% de los datos están siendo explicado por ambos modelos y a su vez, presentan un alto grado de correlación ($R=0.80$). El valor de los parámetros, la significancia, así como el valor de la R^2 y R se presentan en la tabla 9. Por otro lado, el análisis de los residuales presentó el cumplimiento de todos los supuestos para ambos modelos, excepto la distribución normal que deben presentar estos (Tabla 10). Aun así, los modelos obtenidos son explicativos para saber si existe redundancia funcional en el ensamble de macroinvertebrados, mas no son predictivos por la cuestión del incumplimiento de este supuesto. En el anexo H se presentan las gráficas para corroborar los diferentes estadísticos del análisis de los residuales.

Tabla 9.- Resultado de los modelos de regresión lineal simple para redundancia funcional.

Modelo	Parámetros	Estimación	Desviación del error	t	Valor de P	R ²	R
Riqueza de especies	β_0	4.26	0.74	5.77	2.9E-07***	0.69	0.83
	β_1	0.33	0.029	11.56	6.6E-17***		
Diversidad H'	β_0	-0.25	0.0756	-3.33	0.001***	0.63	0.79
	β_1	0.95	0.0926	10.32	6.3E-15***		

β_0 (Intercepto), β_1 (Pendiente), Significancia: $p < 0.0001$ ***.

Tabla 10.- Resultados de los residuales de los modelos de regresión lineal simple para redundancia funcional.

Modelo	Media de $e_i=0$	Tests Shapiro-wilks	P	Test Breusch-Pagan	P	Test Durbin-Watson	P
Riqueza de especie	9.2e-19	0.9542	0.02*	0.29	0.58	0.06	0.45
Diversidad H'	4.6e-18	0.95074	0.01*	0.50	0.47	0.26	0.02*

Normalidad medida por tests de Shapiro-wilks, homogeneidad de varianza por el test Breusch-Pagan y la independencia de los residuos por el test Durbin-Watson. Se tomó como alta autocorrelación ± 0.30 . Significancia: $p < 0.01$ *. La aleatoriedad de los residuales se comprueba de igual forma con el test de Breusch-Pagan.

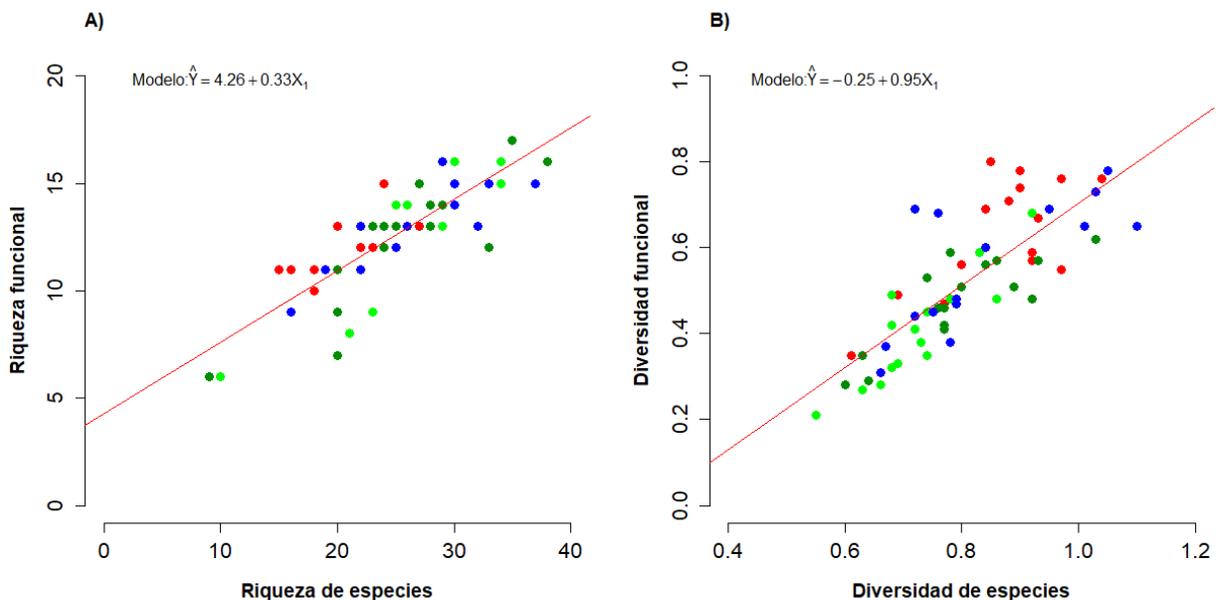


Figura 15.- Relación entre la diversidad taxonómica y funcional. A) Riqueza de especie y Riqueza de GF, B) Diversidad de especies (H') y diversidad funcional (H' de GF) en los 62 sitios de estudio. Los puntos de colores corresponden a: zona norte=rojo, zona centro 1= verde, zona centro 2= verde oscuro, zona sur= azul.

Con base en los resultados de la tabla 10 y la tendencia que siguen los datos (Figura 16), se determinó que el ensamble de los macroinvertebrados epibentónicos de toda la zona de estudio sigue un patrón similar al

propuesto en el escenario A₂ de Micheli y Halpern (2005) (Figura 1). Este escenario representa un modelo lineal positivo con una pendiente menor a 1, indicando que por cada función que exista en el ecosistema existe más de una especie cumpliéndola, brindándonos una visión de que los ensambles de macroinvertebrados epibentónicos son redundantes.

2.4.1 Kriging de los índices taxonómicos y funcionales

Índices de la estructura del ensamble

Una vez obtenidos los valores de cada índice por sitio, se realizó el kriging correspondiente para cada sitio y se obtuvo una estimación de la probabilidad de encontrar un valor esperado para cada sitio. El resumen de sus características, el tipo de modelo ajustado y la validación se presenta en el Anexo I.

Kriging de la riqueza de especies (S)

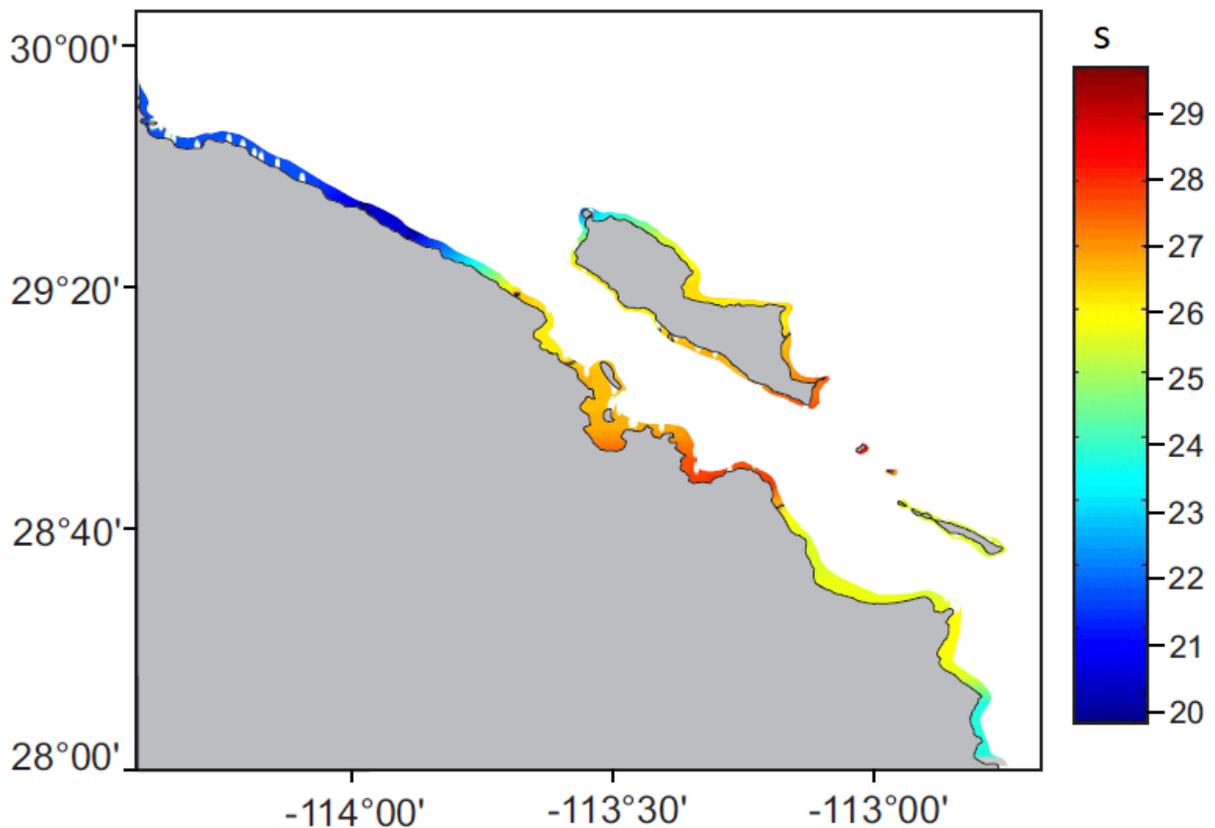


Figura 16.- Kriging realizado para el índice de riqueza de especie (S), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor riqueza de especie interpolada.

La imagen correspondiente al kriging del índice S (Figura 17), muestra valores más bajos en los sitios ubicados en la parte norte. En la zona centro, existe una mayor probabilidad de registrar valores altos, tanto para los sitios costeros, las pequeñas islas aledañas y la isla Ángel de la Guarda, observando un aumento con respecto a la disminución de la latitud. Los sitios pertenecientes a la zona sur incluyendo el archipiélago de San Lorenzo, presentan una alta probabilidad de encontrar valores intermedios de S.

Kriging del Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

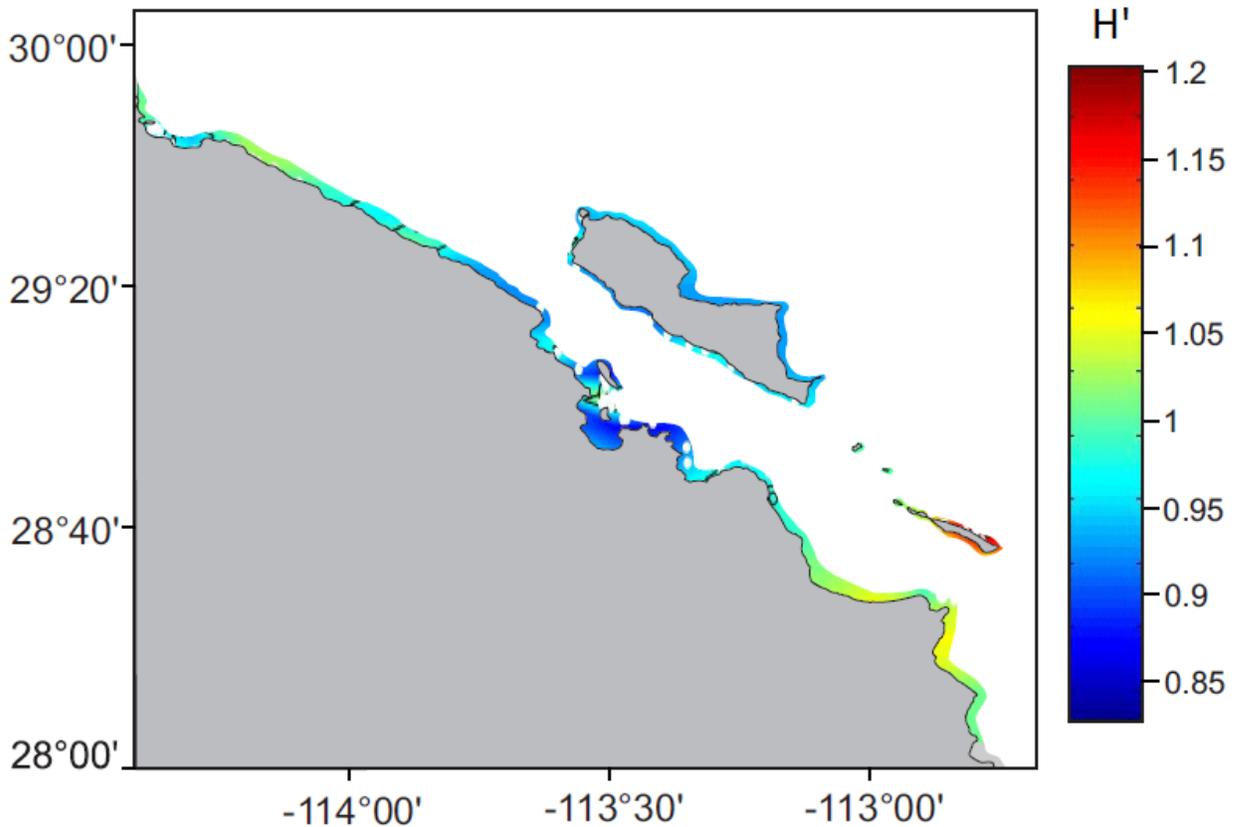


Figura 17.- Kriging realizado para el índice de H' delimitado a la isobata de los 30° . Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor diversidad de H' interpolada.

La imagen correspondiente al kriging del índice H' (Figura 18), muestra valores más elevados en los sitios del archipiélago de San Lorenzo ubicado en la zona sur. La zona centro incluyendo la Isla Ángel de la Guarda, muestran una alta probabilidad de registrar valores más bajo de diversidad de H' , mientras que los sitios costeros de la zona norte y sur muestran una mayor probabilidad de encontrar valores intermedios.

La interpolación revela que los sitios que tienen una alta probabilidad de encontrar más especies (la zona centro), no presentan una alta diversidad, lo cual, evidencia que la proporción de las densidades de las especies en estos sitios no es uniforme.

Kriging equidad o uniformidad de Pielou (J')

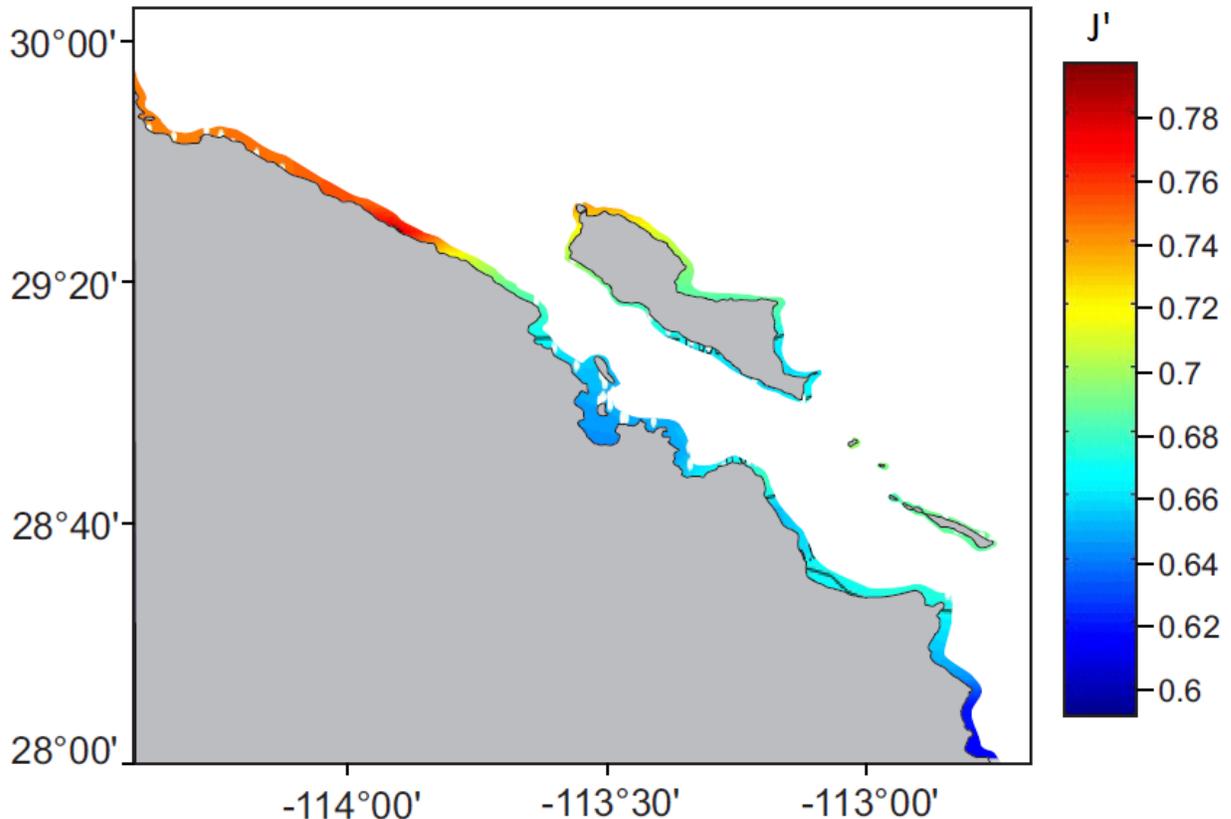


Figura 18.- Kriging realizado para el índice de equidad de Pielou (J'), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una mayor equidad de Pielou interpolada.

El kriging correspondiente al índice J' (Figura 18), mostró un gradiente de interpolación de 0.6 a 0.78, indicando una equidad ligeramente por arriba del valor intermedio. Respecto a lo anterior, la mayor probabilidad de encontrar la equidad más alta es en la zona norte y los valores bajos para los sitios zona centro. Cabe recalcar que la Isla Ángel de la Guarda mostro los valores más bajo en la parte sur, pero conforme aumenta la latitud el valor de la interpolación aumenta ligeramente. Para la zona sur, sus sitios costeros y del archipiélago de San Lorenzo mostraron valores intermedios de equidad.

De forma general, la interpolación para los índices de la estructura del ensamble nos revela que los sitios de la zona centro son menos diversos y ligeramente presentan una equidad media, aunque la probabilidad de encontrar más especies sea alta, mientras que la zona norte y sur por su parte muestran una diversidad y equidad más alta con respecto a la zona anterior, aunque la probabilidad de encontrar mas especies sea menor.

Kriging de los índices de la distinción taxonómica

Índice de diversidad taxonómica (Δ)

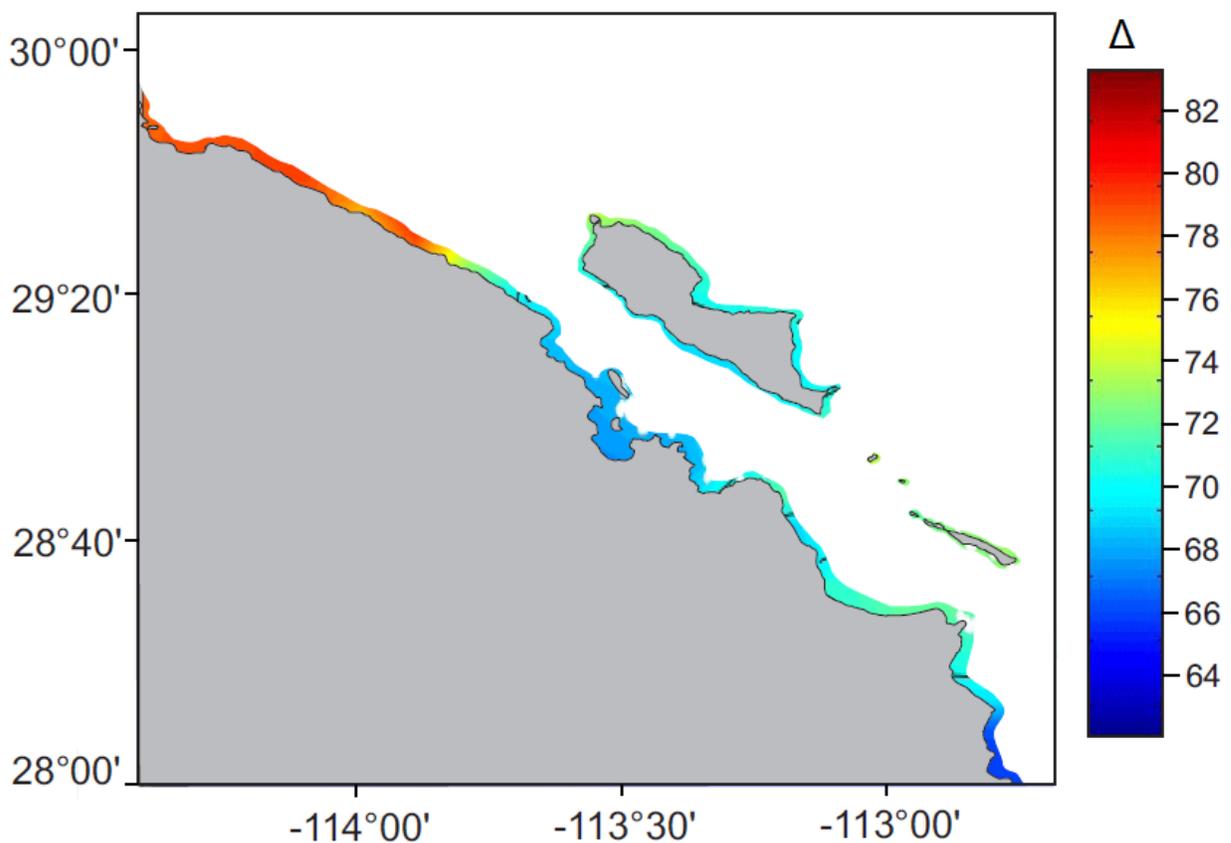


Figura 19.- Kriging realizado para el índice de la diversidad taxonómica (Δ), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta diversidad taxonómica interpolada.

El kriging correspondiente al índice Δ muestra una alta probabilidad de encontrar valores más altos en la zona norte. La zona centro presentó los valores mas bajos, aunque la isla Angel de la guarda

correspondiente a esta zona, presentó los valores ligeramente intermedios solo en la parte norte. Por otra parte, la zona sur presenta una alta probabilidad de registrar valores intermedios.

Índice de distinción taxonómica (Δ^*)

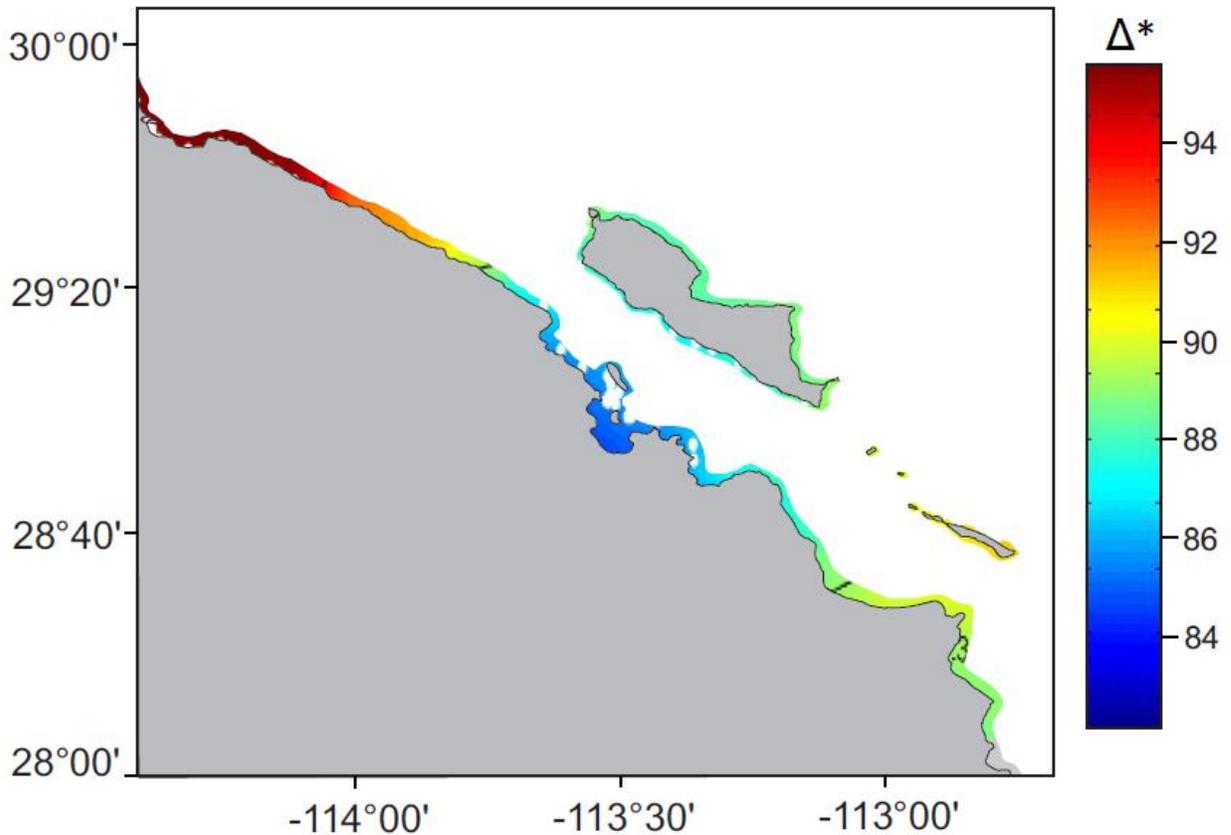


Figura 20.- Kriging realizado para el índice de la distinción taxonómica (Δ^*), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta distinción taxonómica interpolada.

El kriging correspondiente al índice Δ^* , muestra un patrón muy similar al índice Δ , mostrando los valores interpolados mas altos en los sitios de la zona norte, los valores mas bajos en los sitios de la zona centro, y valores intermedios en los sitios de la zona sur y en la parte norte de la isla Angel de la Guarda.

Índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+)

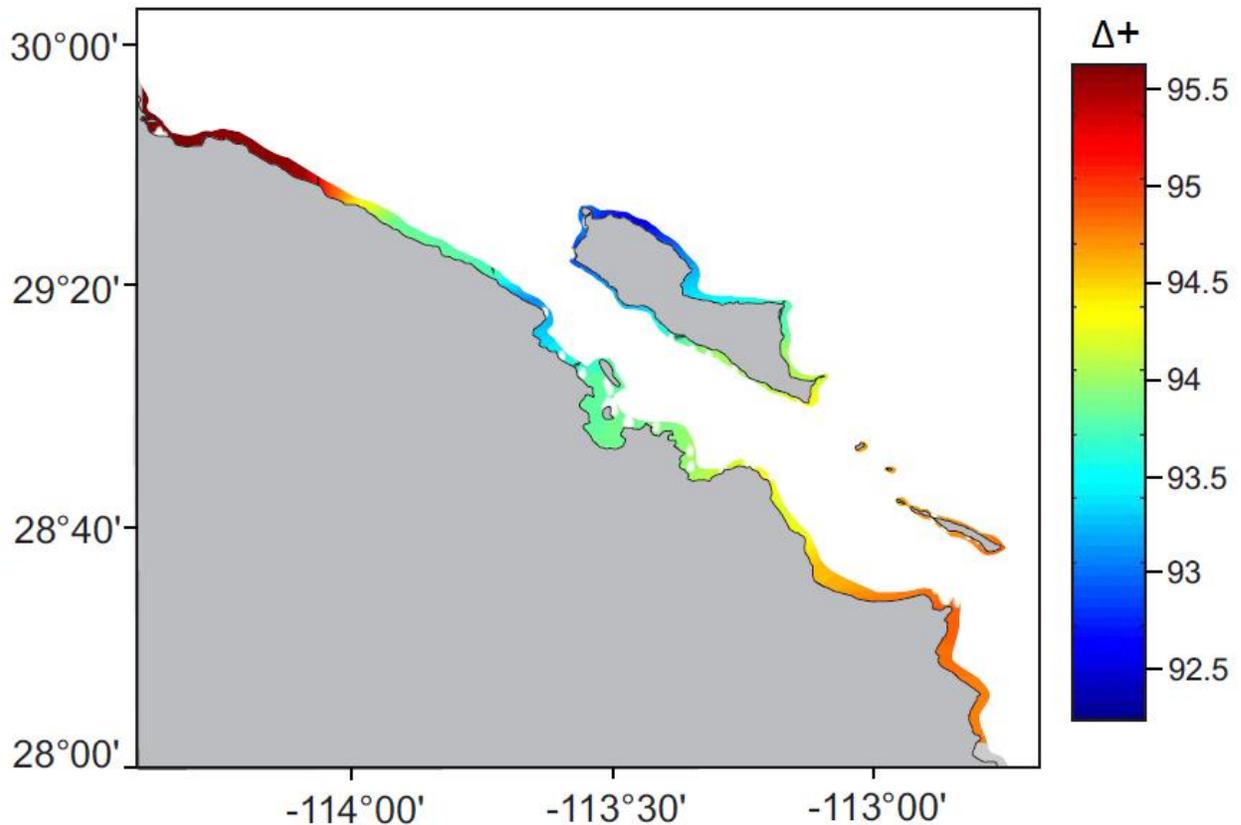


Figura 21.- Kriging realizado para el índice de la distinción taxonómica promedio (Δ^+), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta distinción taxonómica interpolada.

El kriging correspondiente al índice Δ^+ , muestra una alta probabilidad de encontrar valores interpolados altos en los sitios de la zona norte y sur (incluyendo el archipiélago de San Lorenzo), los valores mas bajos en los sitios de la zona centro, y valores intermedios en los sitios de la zona sur y en la parte norte de la isla Angel de la Guarda.

Índice de variación en diferenciación taxonómica promedio (Λ^+)

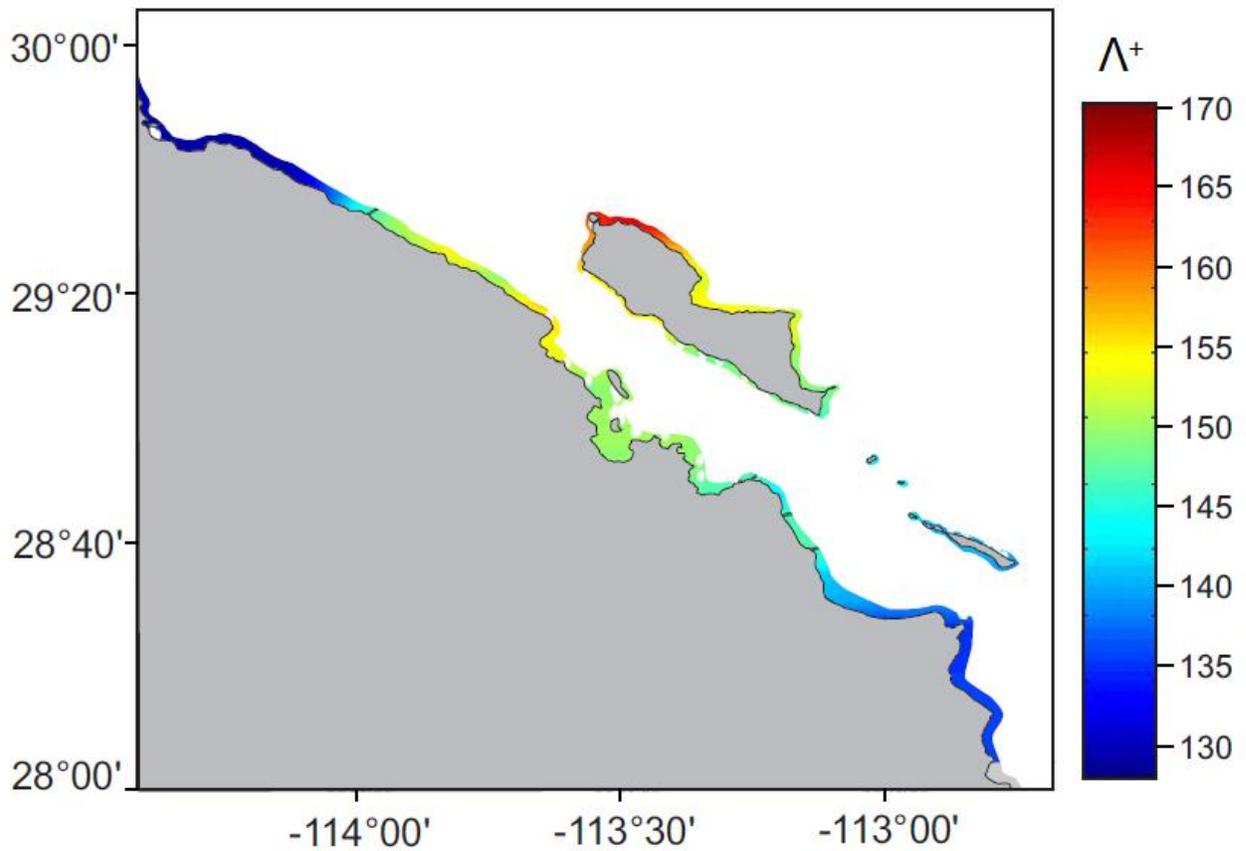


Figura 22.- Kriging realizado para el índice de la variación de la distinción taxonómica promedio (Λ^+), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta variación de la distinción taxonómica.

El kriging correspondiente al índice Λ^+ muestra una alta probabilidad de presentar baja variabilidad en los sitios de la zona norte y la zona sur. En los sitios de la zona centro se presentan valores intermedios, que disminuyen conforme decrece la latitud (presentando el mismo patrón para la isla Angel de la Guarda).

Kriging de los índices de la diversidad funcional

Índice de entropía cuadrática Rao, (FD_Q)

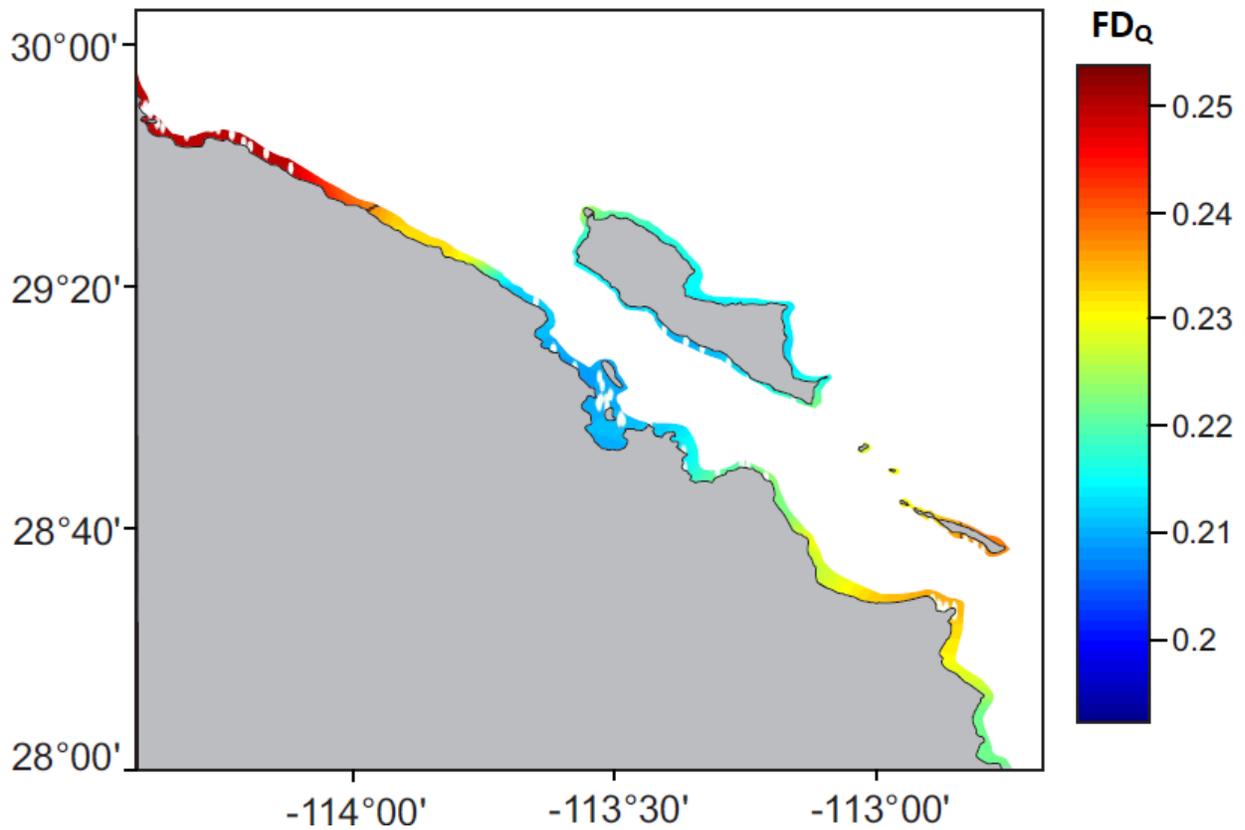


Figura 23.- Kriging realizado para el índice de entropía cuadrática Rao, delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta diversidad funcional.

El kriging correspondiente al índice FD_Q muestra una alta probabilidad de presentar valores altos de diversidad funcional en la zona norte, que a su vez decrece conforme se acerca a los sitios de la zona centro, mostrando el mismo patrón la isla Angel de la Guarda. La zona sur se caracterizó por tener valores intermedios de diversidad funcional.

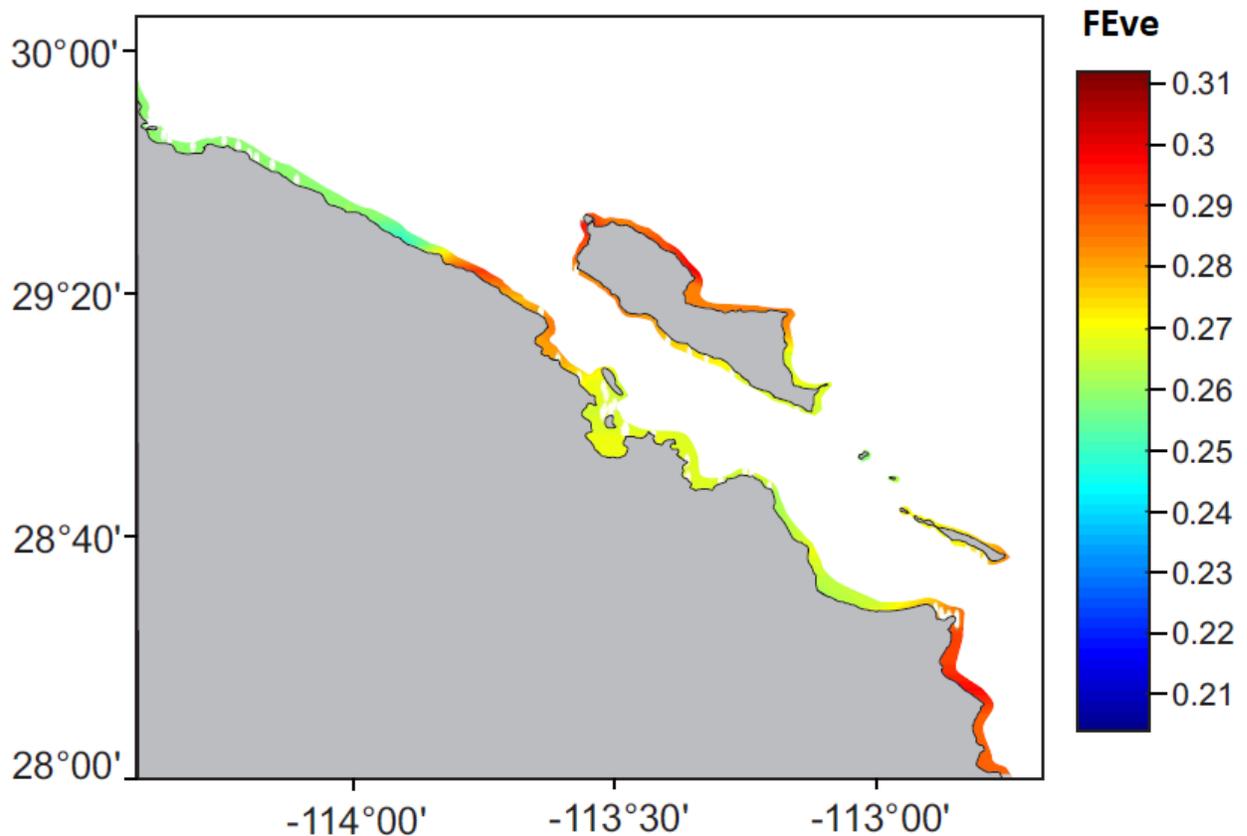
Equitatividad funcional (FEve)

Figura 24.- Kriging Realizado para el índice de la equidad funcional (FEve), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta equidad funcional interpolada.

El kriging correspondiente al índice FEve muestra una alta probabilidad de presentar valores altos de la escala interpolada en la parte norte de la Isla Angel de la Guarda, en la zona costera de la zona centro y en la parte inferior de la zona sur. La mayoría de los sitios que se encuentran en la zona sur presentan valores intermedios de la escala interpolada mientras que los sitios de la zona norte presentan valores por debajo del valor intermedio.

Divergencia funcional (FDiv)

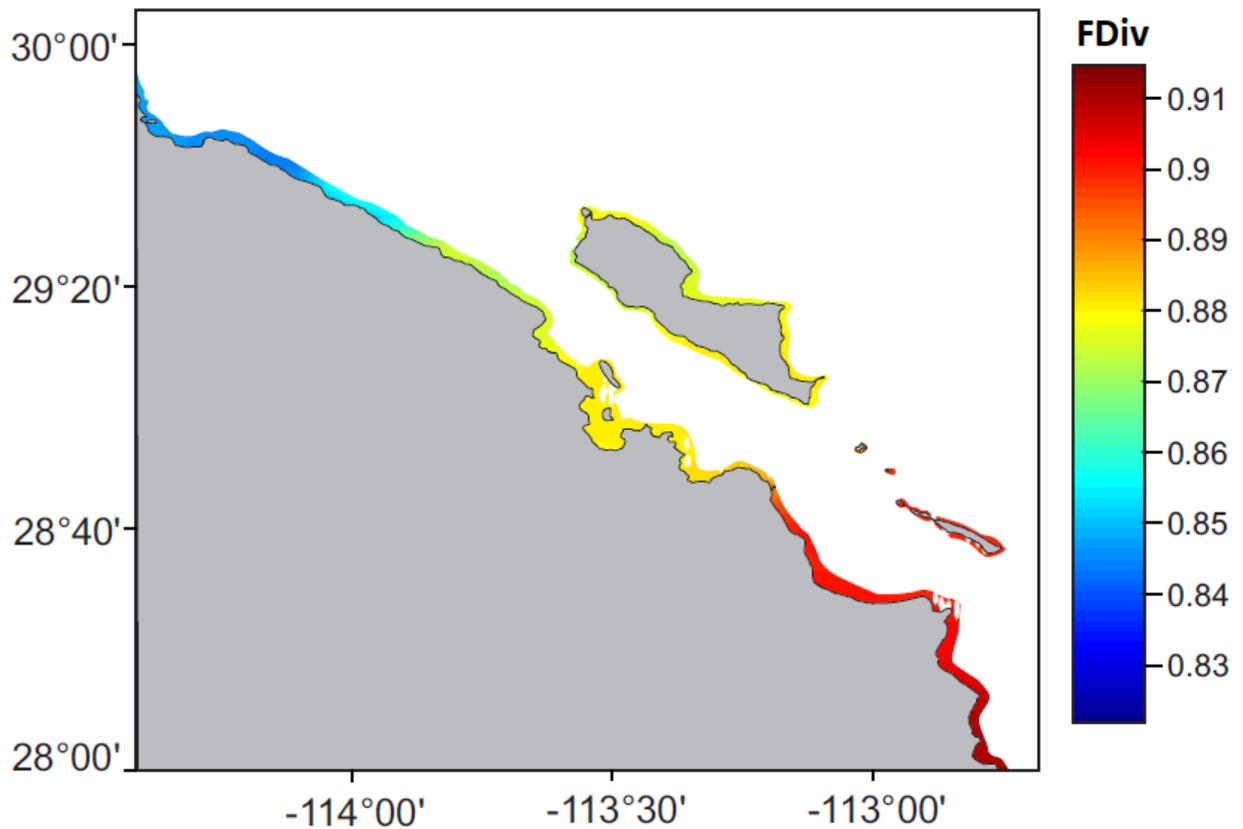


Figura 25.- Kriging Realizado para el índice de la divergencia funcional (FDiv), delimitado a la isobata de los 30°. Los puntos en blanco representan la ubicación de los sitios georreferenciados y los colores más cálidos indican una alta divergencia funcional interpolada.

El kriging correspondiente al índice FDiv muestra una alta probabilidad de presentar valores altos de la escala interpolada en la zona sur, valores intermedios en la zona centros y valores ligeramete bajos en la zona norte.

2.4.4 Relación entre de los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales

Al realizar el modelo de regresión múltiple por pasos de cada índice con respecto a las variables ambientales, se observó una relación significativa y por consiguiente la existencia de dichos modelos. En su mayoría, la temperatura del mar medido por la sonda fue la que mejor explicó en la regresión, aportando más a la contribución de la R^2 (Tabla 10). Sin embargo, los valores de la R^2 de la mayoría de los modelos (excepto λ , Δ^* , FEve y FDiv), solo explicaban menos del 30% de los datos.

Tabla 11.- Modelos de regresión múltiple entre las variables explicativas (ambientales) y los índices de diversidad (estructural, distinción taxonomica y funcional).

Tipo de indice	Índice	Variable	Parámetros	t	Valor de P	Contribución parcial (R^2)	R	R^2
Estructura del Ensemble	S	Intercepto	$\beta_{0=}$ 7.97	2.15	0.03*	-----	0.45	0.2
		Temperatura	$\beta_{2=}$ 0.51	5.35	0.0***	0.18		
		Oxígeno disuelto	$\beta_{3=}$ -0.96	-2.48	0.01*	0.03		
	H'	Intercepto	$\beta_{0=}$ 0.83	6.00	0.0***	-----	0.42	0.17
		Temperatura	$\beta_{2=}$ -0.05	-3.75	0.0***	0.11		
		Oxígeno disuelto	$\beta_{3=}$ 0.01	3.63	0.0***	0.06		
	J'	Intercepto	$\beta_{0=}$ 0.92	14.32	0.0***	-----	0.23	0.06
		Oxígeno disuelto	$\beta_{3=}$ -0.03	-3.29	0.0***	0.06		
	Distinción taxonómica	Δ	Intercepto	$\beta_{0=}$ 71.76	6.43	0.0***	-----	0.37
Temperatura			$\beta_{2=}$ -3.75	-3.22	0.001**	0.09		
Oxígeno disuelto			$\beta_{3=}$ 0.90	3.18	0.001**	0.04		
Δ^*		Temperatura	$\beta_{2=}$ 2.15	23.18	0.0***	0.99	0.99	0.99
		Salinidad	$\beta_{1=}$ 0.79	5.82	0.0***	0.001		
Δ^+		Intercepto	$\beta_{0=}$ 82.64	57.76	0.0***	-----	0.47	0.22
		Temperatura	$\beta_{2=}$ 0.46	7.18	0.0***	0.22		
Λ^+		Intercepto	$\beta_{0=}$ 248.80	8.50	0.0***	-----	0.23	0.05
		Temperatura	$\beta_{2=}$ -4.23	-3.25	0.001**	0.05		
Funcionales		FD _Q	Intercepto	$\beta_{0=}$ 0.26	9.58	0.0***	-----	0.17
	Oxígeno disuelto		$\beta_{3=}$ -0.01	-2.36	0.01*	0.03		
	FEve	Salinidad	$\beta_{1=}$ 0.01	27.64	0.0***	0.9	0.90	0.81
	FDiv	Salinidad	$\beta_{1=}$ 0.02	154.11	0.0***	0.99	0.99	0.99

Las variables incluidas dentro del modelo se seleccionaron por medio de una F parcial (3,176) = 2.6

Además, en el análisis de residuales se encontró que ninguno de los modelos cumple con el supuesto de la distribución normal y seis modelos no presentaron la homogeneidad de varianza (por consiguiente, no

presentan aleatoriedad de los residuales) (Tabla 11). Esto indica que se asumió una relación lineal entre los índices con las variables ambientales, cuando estos índices no la presentan.

Tabla 12.- Resultados del análisis de residuales de los modelos propuestos para los índices de diversidad.

Modelo	Media de e_i	Tests Shapiro-wilks	Valor de P	Tests Breusch-Pagan	Valor de P	Autocorrelación Durbin-Watson	Valor de P
S	-4.71E-16	0.97	0.000***	23.13	0.000***	0.04	0.23
H'	6.75E-18	0.98	0.01*	0.68	0.71	-0.05	0.72
J'	-4.97E-19	0.96	0.000***	4.80	0.0285	0.09	0.11
λ	0.02	0.93	0.000***	4.79	0.02*	0.21	0.002*
Δ	-1.50E-16	0.98	0.02*	7.17	0.02*	0.02	0.73
Δ^*	-0.003	0.97	0.007**	17.80	0.000***	0.20	0.01*
Δ^+	1.63E-16	0.93	0.000***	12.8	0.000***	0.005	0.469
Λ^+	2.03E-15	0.86	0.000***	0.98	0.32	0.10	0.12
FD _Q	-7.90E-19	0.97	0.000***	0.92	0.34	0.03	0.2756
FEve	2.64E-05	0.97	0.006**	0.86	0.35	0.02	0.36
FDiv	7.17E-05	0.96	0.000***	0.06	0.801	0.03	0.28

Finalmente, y de manera exploratoria se procedió a realizar un GLM (Modelo Lineal General), el cual permite utilizar distribuciones no normales de los errores (binomiales, poisson, gamma, etc.) y varianzas no constantes. Para esto se utilizó el índice de H', donde su distribución fue normal (Shapiro-wilks=0.98 y $p=0.108$) y el método de vínculo fue logarítmica. El ajuste propuesto fue el de los mejores subconjuntos y la selección del modelo se realizó con el valor del índice de información de Akaike (AIC) y el porcentaje de devianza explicada por el modelo: D^2 (un análogo a la R^2).

Se obtuvo que el mejor modelo para H' esta dado por la temperatura del mar ($^{\circ}\text{C}$) y el oxígeno disuelto ($p<0.000$), sin el intercepto ($p=0.64$) y con un valor de AIC de -89.1974. El porcentaje explicado de D^2 fue de 65, mucho mayor a la R^2 del modelo de regresión múltiple, y se cumplió con todos los supuestos del análisis de residuales, (Tabla 12) revelando que una mejor forma de relacionar los índices con las variables ambientales es por medio de los GLMs.

Tabla 13.- Resultados del GLM y el análisis de residuales para el índice H'

Modelo	Parámetro	t	valor de P	Devianza nula	Devianza residual	% D ²	AIC	
H'	Salinidad	-0.001	-0.19	0.8491	17.6358	6.2117	65	-87.155
	Temperatura	0.015	3.224	0.0015**				
	Oxigeno	-0.089	-4.019	8.63e-05***				
Residuales	Media de e _i	Tests Shapiro-wilks	valor de P	Tests Breusch-Pagan	valor de P	Autocorrelación Durbin-Watson	valor de P	
	0.0010244	0.98	0.083	0.72	0.697	-0.049	0.6794	

% D² = Devianza nula - Devianza residual/Devianza residual x 100.

Capítulo 4.

4.- Discusión

4.1 Consideraciones iniciales

En el presente trabajo se registró un total de 123 macroinvertebrados, entre móviles y sésiles, contemplando a un organismo del phylum Chordata (*Ascidia sp*); que, aunque taxonómicamente no es un invertebrado, se decidió incluir dentro del ensamble de estudio por sus características morfológicas, biológicas, trófica, sus interacciones con las demás especies y sus altas densidades registradas.

De igual manera, se debe considerar que el método de muestreo fue diseñado para la toma de datos de pepino de mar café (*I. fuscus*), donde se adaptó la metodología de cuadrantes para el registro de los macroinvertebrados. Bajo este marco práctico, se cuantificó la diversidad estructural, la distinción taxonómica y la diversidad funcional, incluyendo a varios grupos taxonómicos. Otro detalle que es pertinente aclarar, es que aún no se cuenta con un trabajo publicado de diversidad funcional para macroinvertebrados en la región norte del GC, lo que representa una primera aproximación del análisis funcional, exhibiendo las fortalezas y debilidades del mismo, así como recomendaciones al final del escrito.

4.1.1 Composición del ensamble comunitario de macroinvertebrados epibentónicos en el norte del Golfo de California.

La composición del ensamble de macroinvertebrados epibentónicos de los arrecifes rocosos mostró que los moluscos fueron los más ricos en especies (38), lo cual, puede deberse a las diferentes características que presentan tales como su morfología, la adaptación de sus movimientos (sésiles y móviles) y la explotación de diferentes recursos tróficos (Castillo, 2014; Ríos, 2015). Autores como Flores et al., (2007) mencionan una mayor riqueza de este phylum (gasterópodos y bivalvos) en hábitats de fondos rocosos, donde destaca la alta complejidad estructural que comúnmente se denomina como heterogeneidad del hábitat y propicia la disponibilidad de recursos como comida o refugio (Bell et al., 1991; García et al., 2000). Además, el registro de las 38 especies de moluscos en este estudio, es muy similar a otros trabajos realizados en el golfo de California, como Gonzales et al., (2006) que encontraron 14; Holguin et al., (2008) 16; Herrero, (2008) 22; Guzman, (2009) 10 y Ulate et al., (2016) que registraron 31 especies de moluscos. Sin embargo, este phylum no presentó altas densidades, como por ejemplos los equinodermos. Posiblemente la pesca de algunos bivalvos (p.ej. de *Nodipecten subnodosus*, *Spondylus limbatus*, *Spondylus crassisquama* y *Panopea globosa*) y algunos gasterópodos (p.ej. *Macrocypraea cervinetta*,

Jenneria pustulata, *Cypraea annettae* y *Conus* sp) influyen en su escasa abundancia (González et al., 2006; Holguin et al., 2008; Torreblanca et al., 2014).

Los equinodermos fueron el segundo grupo con una alta riqueza en el ensamble, pero en cuestión de sus densidades, sobrepasaba por mucho el resto de los phyla. Este es el phylum más estudiado en términos de taxonomía y diversidad en el GC (Solis et al., 1997; 2005; 2009; 2014), además, constituye un grupo de mayor relevancia ecológica de las redes tróficas en arrecifes rocosos (Lawrence, 1987). En particular, se reconoce la importancia ecológica de este phylum en la estructura comunitaria con base en su alimentación, por ejemplo, las estrellas de mar, (asteroides) son depredadoras importantes en mares tropicales y subtropicales para muchos moluscos, crustáceos y cnidarios, aunque se presentan especies herbívoras, detritívoras y omnívoras (Cintra et al., 2001, Luna y Reyes, 2010). Los pepinos de mar (holotúridos) y las estrellas quebradizas (Ofiuras) se caracterizan por ser recicladores del fondo marino, quiénes, al alimentarse del sedimento, transforman la materia orgánica y la hacen accesible a otros organismos, además de oxigenar el sustrato con sus movimientos (Lawrence, 1987). Por otro lado, los erizos de mar (equinoideos) controlan la biomasa de algas con sus actividades herbívoras, producen bioerosión, y ayudan al balance de carbonatos en zonas arrecifales (Coyer et al., 1993; Bak, 1994; McClanahan et al., 1996; Reyes y Calderón 1999).

Para este estudio, la clase Asteroidea fué la más rica en especies con un registro de 11, seguida de Echinoidea (nueve), Ophiuroidea (seis) y Holothuroidea (cinco) respectivamente. Aunque se debe considerar que estas dos últimas clases tienen un registro de más de 40 especies para el GC (Solis et al., 2005), su reducido número en este estudio pueda deberse a problemas de la identificación en los censos visuales nocturnos (por motivos prácticos, no se utilizó técnicas invasivas-extractivas de especies o remoción de sustrato) y por el hábito críptico y comportamiento que tienen algunas especies de ofiuras de resguardarse en presencia de luz (fototactismo negativo) (Hendler, 1981, Holguin et al., 2008). En relación con otros estudios para el golfo de California, se tiene un registro entre 5 a 12 especies para la clase Asteroidea, de 5 a 10 especies para la clase Echinoidea, entre 2 a 4 para Holothuroidea y 1 a 6 para Ophiuroidea. (Holguin et al., 2000; Reyes et al., 2005; Gonzales et al., 2006; Herrero, 2008; Holguin et al., 2008; Herrero et al., 2008; Luna y Reyes, 2010; Ulate et al., 2016). Por lo que se puede afirmar que el número de especies registradas para este phylum en el presente estudio es representativo.

Por otro lado, el phylum Cnidaria fue el tercer grupo con base al número de especies y el segundo con respecto a la densidad total registrada. Este grupo se caracterizó por presentar dos clases: Anthozoa e Hydrozoa, con un total de 19 y tres especies respectivamente. La dominancia fue ejercida principalmente

por gorgonias, (especialmente del género *Muricea*, *Eugorgia* y *Leptogorgia*), anémonas solitarias (*Pachycerianthus fimbriatus* y *Alicia beebei*) y el único coral pétreo hermatípico registrado (*Porites panamensis*). Estos organismos se caracterizan por ser suspensívoros-carnívoros capaces de aprovechar todo material en suspensión de la columna de agua (plancton, detritus y minerales disueltos) y, además, son tolerantes a amplios rangos de temperatura, salinidad y turbidez (Prada et al., 2010).

Una posible explicación a estas altas densidades son las características físico-químicas que presenta la región del norte del GC. Por ejemplo, es una región somera (promedio de profundidad ~200 m, con excepción del canal de ballenas) (Ulate et al., 2016), con mareas persistentes (intervalos de aproximadamente 4 m de amplitud Pacheco et al., 2007), corrientes muy intensas y altas tasas de disipación de la energía de las mareas (hasta $>30 \text{ W m}^{-2}$; Argote et al., 1995), lo que resulta en una alta cantidad de sedimentos en suspensión por la intensa mezcla, creando así una situación parecida a una constante surgencia (Cortés et al., 1999; Lluch et al., 2007). Esto se ve reflejado en mayores concentraciones de nutrientes (Alvarez, 1978; Hidalgo et al., 1997) y una alta productividad primaria (Tershy et al., 1991), lo que hace un hábitat factible para los gorgonáceos. Sin embargo, esta alta productividad primaria limita la penetración de luz en algunos puntos (Halfar et al., 2006; Álvarez-Borrego, 2012), lo que puede ser la razón de la limitada presencia de corales pétreos zooxantelados y por ende solo se tenga el registro único de *Porites panamensis* para este estudio.

Trabajos más recientes como el de Ulate et al., (2016) y Gamero et al., (2017), reportan una alta riqueza de Cnidarios en la región del norte de California, concordando con el registro de especies del género *Muricea*, *Eugorgia*, *Leptogorgia* y *Porites*. De acuerdo con lo que indica Ulate et al., (2016), las colonias de *Porites panamensis* presentes en esta región muestran un tamaño menor de sus colonias con respecto a otras distribuidas en bajas latitudes, y lo atribuyen a las condiciones con cambios extremos que deben enfrentar durante el año. Con respecto a Gamero et al., 2017, mencionan que la alta densidad de gorgóneas se debe a la adaptación de sus pólipos a la alta frecuencia y gran tamaño de partículas en suspensión (presentando pólipos de gran tamaño).

En el caso del phylum Arthropoda, los 18 crustáceos registrados pertenecen a dos clases (Malacostraca y Maxillopoda) y dos órdenes (decápoda y Sessilia), destacando los decápodos por sus altas densidades. Tanto los decápodos como los sesilios juegan un papel importante en las comunidades debido a que forman parte de la dieta de muchos invertebrados y vertebrados marinos, además, las especies se incluyen en diferentes tramas y niveles tróficos. Gran cantidad de ellos se alimentan de algas y pequeños invertebrados sésiles o móviles (p.ej. *Percnon gibbesi*). Otros filtran partículas de comida del agua (p.ej.

Balanus sp, *Chthamalus anisopoma* y *Petrolisthes sp*) y los de mayor tamaño, como camarones, cangrejos y langostas son a menudo omnívoros, carroñeros o depredadores (p.ej. *Clibanarius digueti*, *Stenorhynchus debilis*, *Panulirus sp*, *Lysmata californica* y *Callinectes sp*) (Brusca et al., 2005).

Para la región norte del GC se tiene el registro de un total de 287 de especies de decápodos y 14 de cirrípedios (Hendrickx et al., 2002), que, aunque se encuentran por encima del total registrado en este estudio, se debe tomar en cuenta que la mayoría de estos organismos no solo están asociados a fondos rocosos, si no a fondos arenosos, lodosos (Hendrickx et al., 2002), en corales (Gotelli y Lawrece, 1983; Hernández et al., 2010) o entre piedras sueltas, lo que posiblemente influya en la poca cantidad de especies que se obtuvo. Otro punto importante, es la importancia pesquera de algunas especies de este phylum, que en el caso de este estudio se tiene el registro de dos especies, *Panulirus sp* (Langosta) y *Callinectes sp* (Jaiba), con solo dos individuos para cada uno. Los estudios para este grupo son más escasos y se centran en el registro de especies que en la estructura comunitaria. Hasta el momento solo existe los trabajos de Hendrickx et al., (2002); Hernández et al., (2010); Hernández et al., (2013) donde registran especies de macrocrustaceos decápodos provenientes al sur del GC y en el Pacífico mexicano, asociados a corales y fondos rocosos, muy similares a los encontrado en este estudio.

Las esponjas (Porifera) por su parte, intervienen en las cadenas tróficas tanto como consumidores (filtradoras) que como presas (principalmente de nudibranquios, Behrens y Hermosillo, 2005; Bertsch y Aguilar, 2016). Son filtradoras muy eficientes que aprovechan toda partícula disuelta y suspendida en el agua que no son consumidas por otros organismos (detritus, bacterias, virus entre otros, Hadas et al., 2016), otorgándoles el nombre de clarificadoras de mar (Butler et al., 1995; Carballo et al., 2008). Además, se han documentado varias interacciones, como la importancia bioerosiva mediante agentes químicos para ganar o defender espacio (Carballo et al., 2008) y relaciones mutualistas con otros macroinvertebrados (poliquetos, cangrejos, ofiuras) en donde les ofrecen disponibilidad de refugio, alimento y protección (Hendler, 1984; Sanford, 1994). De las cuatro especies registradas en este trabajo, destacaron *Cliona californiana* y *Acarnus erithacus* por su alta cobertura, que posiblemente su tipo de crecimiento de forma incrustante pueda estar influenciando esta dominancia. Autores como Carballo, (2006) y Carballo y Nava, (2007), mencionan que el tipo de roca (consolidada o canto rodado), la sedimentación y la intensidad de las corrientes influyen en la distribución y cobertura de muchas esponjas.

Cambiando de taxón, los anélidos registraron cuatro especies, dos con hábitos sésil-filtrador (Sabellidos), conocidos como pinitos de navidad y plumeros y dos con hábitos errante-omnívoro (Amphinomidos), conocidos como gusanos de fuego. Aunque se tengan pocas especies en este estudio, hay que considerar

que sólo se tomaron en cuenta aquéllas pertenecientes a la macrofauna (>1 cm) y a su vez con hábitos epibentónicos. En una revisión de macroinvertebrados marinos del noroeste de México (incluyendo al golfo de California), Bertsch y Aguilar, (2016), reportan un total de 16 especies para este phylum, de las cuales, para el orden Amphinomida se tiene cuatro especies y Sabellida siete, concordando a los registrados en este estudio. Tanto los gusanos pinitos de navidad y plumeritos viven resguardados en tubos que construyen por encima o entre las rocas y en sustratos blandos, mientras que los gusanos de fuego son organismos móviles con una actividad alta por la noche en busca de comida o refugio (Bertsch y Aguilar, 2016).

Por último, los phyla restantes con dos especies (Platyhelminthes) y una (Nermetea, Bryozoa y Chordata), deben considerarse subrepresentadas, debido a que los registros faunísticos reportan a más de una especie (Bertsch y Aguilar, 2016). Sin embargo, la razón del bajo registro puede deberse al desconocimiento taxonómico por parte de los buzos que no permitió distinguir (identificar) a las especies, aún cuando son abundantes y frecuentes. Hasta el momento, no existen trabajos comunitarios para el GC donde se incluyan a estos grupos taxonómicos, lo que resulta necesario tenerlos en cuenta en futuros trabajos, ya que, como todo individuo, puede jugar un papel importante en el ecosistema o simplemente realizar alguna función diferente a los demás (Bremner et al., 2003).

4.1.2 Clasificación de las especies de acuerdo a su abundancia relativa y ocurrencia de aparición y la estimación de la riqueza esperada

La evaluación individual de las especies con el análisis de Olmstead-Tukey mostró una gran cantidad de especies dominantes (57) y raras (59). La dominancia estuvo mejor representada con los equinodermos con 19 especies, seguida de los moluscos (16), cnidarios (12), artrópodos (5), poliquetos (2), platelmintos (1), esponjas (1) y cordado (1). Este resultado fue muy similar a los del IVB mostrando un total de 59 especies importantes que contribuyeron al 80% de la densidad global. Entre estas, se distinguen cinco especies con los valores más altos: *E. thouarsii*, *D. mexicanum*, *P. unifascialis*, *B. rugosa* y *S. giganteus*, que tuvieron una presencia y dominancia constante a lo largo del litoral rocoso en la mayoría de los sitios de estudio. Los primeros tres equinodermos se caracterizan por tener hábitos herbívoros, lo cual, tiene una importancia fundamental en el control de la biomasa algal de la zona (Luna y Reyes, 2010; Rojas y Benitez, 2015), mientras que los dos poliquetos filtradores sésiles se caracterizan por ser constructores de tubos

ya sean calcáreos o de partículas sedimentarias, aprovechando todo sustrato disponible para alojarse (rocas, conchas, madera, algas calcáreas, corales, entre otros, Bertsch y Aguilar, 2016).

Las altas abundancias y frecuencias de aparición de estas especies se pueden deber a tres razones importantes:

- La alta disponibilidad de alimento que presenta la región del norte del golfo (alta riqueza y biomasa algal y gran cantidad de partículas en suspensión, Pacheco et al., 2007).
- Sus comportamientos gregarios (Pearse y Arch et al., 1969; Herrero et al., 2015; Rojas y Bénitez, 2015) y las características muy llamativas de los poliquetos (p.ej. la forma y colores de las coronas branquiales, Bertsch y Aguilar, 2016), haciéndolos muy visibles a las observaciones de los buzos.
- La gran disponibilidad de sustrato variable (rocas sólidas de acantilados, puntas rocosas, gravas, cantos rodados y arenas de grano fino o medio) y condiciones oceanográficas (anteriormente mencionadas) que incrementa el área disponible para el establecimiento de macroalgas (Pacheco et al., 2007) y de los poliquetos (Bertsch y Aguilar, 2016).

Es importante mencionar que *E. thouarsii* y *D. mexicanum* son importantes bioerosionadores de arrecifes (coralinos y rocosos) siendo capaces de modificar directamente la abundancia y composición de especies por su relevancia en la reestructuración y modelado del hábitat en estos ecosistemas (Carpenter, 1990; Reyes y Calderón, 1999; Bénitez et al., 2008; 2009; Herrera et al., 2005; Alvarado et al., 2012). Por lo que su presencia contribuye al buen estado y al mantenimiento de los arrecifes rocosos (Alvarado et al., 2012).

Por otro lado, la rareza estuvo constituida en gran parte por los moluscos (destacando el grupo de los nudibranquios). Esta rareza puede deberse a varios factores, como:

- El alto endemismo presentado en la región norte del GC (alcanzando el máximo entre el paralelo 27° y 28°), con un alto registro para el grupo de los gasterópodos (397, Hendrickx y Brusca, 2007).
- Los cambios temporales a escala local en la distribución de los individuos, debido al reclutamiento, recambio de especies o pérdida de individuos (Thompson y Mapstone, 2002).
- Producto de un intenso esfuerzo de muestreo, así como diversas metodologías empleadas a lo largo del tiempo (Solís et al., 1997, González et al., 2006).
- La existencia de un alto número de hábitats, característica que se traduce generalmente en una elevada riqueza específica de especies (Solís et al., 1997).

Es relevante indicar también que el papel de las especies “raras”, es decir, aquellas que tienen un rango de distribución restringido y/o baja abundancia, ha mostrado ser mucho más importante de lo que se pensaba, incluso en ecosistemas altamente diversos, debido a su función en el mantenimiento y estabilidad del ecosistema (Ellingsen et al., 2007; Mouillot et al., 2013).

Para la zona de estudio existe un trabajo previo de sobre los grupos más frecuentes y abundantes de la macrofauna de invertebrados utilizando el análisis de Olmstead-Tukey de Mascareñas et al., (2016). Aunque no se detallan las 106 especies registradas, se señala una alta dominancia de erizos, gorgoneas y ascidias, mientras que la rareza estuvo representada por los gusanos planos y las ofiuras canastas. Además, señalan que esta distribución se debe a factores ambientales como los alimentos, la temperatura, la disponibilidad de hábitats y el oleaje.

Por otro lado, los métodos no paramétricos utilizados para estimar la riqueza de especies indicaron que se tiene una buena representación del ensamble de macroinvertebrados en la zona de estudio. Esto se traduce a una buena evaluación del esfuerzo de muestreo y la obtención de un buen inventario de las especies.

En el caso de estos estimadores, se ha discutido en diversos trabajos que algunos son más útiles en muestras pequeñas (Chao 1 y 2, Colwell y Coddington, 1994), mientras que otros funcionan mejor en muestras grandes (Jackknife 1 y 2, Palmer 1990; Brose, 2004). Algunos responden rápido a la tendencia asintótica cuando se tiene un alto número de individuos y con pocas réplicas (Chao 1, Sorensen et al., 2002), mientras que otros, necesitan de un elevado número de réplicas en las muestras para alcanzar la asintota (Chao 2, Colwell y Coddington 1994; Peterson y Slade 1998, Walter y Martin 2001, Scharff et al. 2003). No obstante, todos estos estimadores se basan en las especies raras de las muestras, siendo igual de válidos todos, lo cual, dependerá mucho el grupo enfocado al estudio, el tipo de muestreo utilizado, la cantidad de muestras y el número de individuos de cada muestra (Gotelli y Entsminger, 2001).

4.1.3 Diversidad taxonómica

Estructura del ensamble

Contrastando la riqueza de especies para todas las zonas de estudio, se observó que los sitios de la zona norte, presentaron menores registros en comparación de los sitios de la zona centro 1, 2 y sur. Al realizar

una evaluación más detallada sobre el número de especies que presentan cada zona contemplando todos sus sitios, se observó que la riqueza aumenta con la disminución de la latitud; es decir hay más especies en la zona sur (86) que en la zona norte (67). Este patrón se presentó de igual forma con la riqueza de equinodermos, moluscos, cnidarios y artrópodos donde tienden a aumentar hacia la zona sur.

Sin embargo, la disminución es de un solo grado de latitud (de 29° a 28°), por lo que este aumento pueda estar ligada a otros procesos como mencionan González et al., (2006) que, en áreas expuestas a un mayor impacto físico de vientos y olas, se encuentran los niveles más bajos de riqueza, en contraste con zonas protegidas, lo cual podría aplicarse a la escala regional de estudio para explicar la variación de la riqueza de este estudio.

Es bien conocido que la riqueza de especie depende mucho del esfuerzo, el área y el tiempo de muestreo dedicado y un claro ejemplo son los sitios Punta remedio y Punta Refugio-Niag. Estos presentaron la riqueza más baja, y fue debido a la única visita que se realizó para la toma de datos. Particularmente, fueron excluidos por su baja abundancia de *I. fuscus*, pero se decidió incluir en los análisis por presentar ciertas especies de macroinvertebrados que no presentaban los demás sitios de la misma zona. Sin embargo, se sugiere tomar con precaución los resultados de estos dos sitios por la diferencia en el esfuerzo de muestreo.

Considerando la riqueza de especie y la proporción de sus densidades en cada sitio se observaron valores altos de la diversidad de H' para los sitios de la zona sur (en su mayoría en el archipiélago de San Lorenzo), consecutivamente para los de la zona norte y posteriormente los de las zonas centro. Aquí sobresalen dos sitios de la zona sur (San Fco. Maricultivo I y II) y una de la zona norte (San Luis Gonzaga XI) con los valores más bajos de H' . Al realizar una inspección sobre sus especies y la proporción de sus densidades, se observó una gran cantidad de individuos de *C. digueti* y *B. rugosa* y alta cobertura de *P. panamensis*, lo que reflejó la disminución de este valor.

Por otro lado, la mayoría de los sitios de la zona centro 1 y 2 presentaron valores de H' menores de uno y se caracterizaron por tener un gran número de erizos como *D. mexicanum*, *E. thoursii* y en algunos casos *T. depressus*. A pesar de que los sitios de esta zona presentaron más cantidad de especies, es notable observar que la proporción de sus abundancias no es muy homogénea. Una posible explicación de los altos registros de erizos para la zona centro, es la gran disponibilidad de alimento presente en biomasa algal (Pacheco et al., 2007). De igual forma, hay que considerar que estas tres especies son organismos bioerosivos, por lo que la existencia y registro de extensos mantos de rodolitos (algas calcáreas rojas)

favorece sus distribuciones y abundancias en la zona (Riosmena et al., 1999; Steller et al., 2003). Además, Herrero et al., 2007 registran que los erizos (p.ej. *D. mexicanum*, *E. thouarsii* y *A. incisa*) de esta zona prefieren sitios protegidos y no tan expuestos como es el caso de la mayoría de estos sitios.

Otro detalle que es pertinente aclarar es que los dos sitios con una sola visita registrada, obtuvieron valores altos de H' con respecto a otros sitios con mas especies, lo cual, nos hace pensar que las proporciones de sus especies eran casi equiabundantes. Sin embargo, hay que tener cuidado en comparar estos sitios con respecto a los demas, debido a que puede estar subestimado el valor de H' . Pla, (2006) menciona que el uso de H' para muestras relativamente pequeñas produce resultados sub o sobrestimados, debido a que es poco probable que estén incluidas todas las especies presentes en la comunidad.

Con respecto a la regularidad de como se distribuyen los individuos entre las especies de cada sitio, se obtuvieron valores de J' en la mayoría de los casos por encima de la equidad intermedia (0.50), pero por debajo de una distribución casi uniforme (0.90), es decir, presentaban una distribución relativamente homogénea. Al igual que el índice de H' los tres sitios que presentaron los valores mas bajo de diversidad, fueron los mismos que presentaron la equidad más baja y por ende una alta dominancia.

Tambien se observó una tendencia de aumento lineal positivo de J' cuando aumentaba H' (Figura 11b) y es debido a que la equitatividad y la diversidad están correlacionadas entre sí, ya que consideran como base las mismas propiedades: riqueza y abundancia relativa de las especies. Los sitios del norte y sur fueron más equitativos a comparación de los sitios del centro. De esta manera, el patrón observado puede indicar que el litoral expuesto de la zona norte y sur, con sustratos predominantes rocosos y con fuerte declive favorece la disminución de especies dominantes a comparación de sitios semiprotegidos, donde las condiciones son más estables y permitan el desarrollo de ciertas especies.

La evaluación de la dominancia con el índice de Simpson mostró ser muy redundante con el índice J' de forma inversa (Figura 11c), es decir, el aumento de uno repercute en la disminución del otro. Esto pone en manifestó que ambos índices aportan la misma información cuando se trata de observar la distribución de los individuos entre las especies en la muestra, pero con un enfoque diferente. Por lo que para futuros estudio no es necesario calcular estos dos indicadores ecológicos.

Las revisiones de trabajos previos para la región del norte del GC indican una alta riqueza y diversidad de especies de macroinvertebrados (Herrero et al., 2007; Mascareñas et al., 2016; Ulate et al., 2016), pero es importante destacar que los resultados de este estudio consideran a más de tres taxones en el estudio.

Así mismo, los resultados sugieren que los sitios reflejan muy poca variación en la estructura del ensamble, debido a que la mayoría presentan una riqueza, diversidad y equitatividad casi similar.

No obstante, aunque representen ser buenos estimadores para la toma de decisiones de conservación y la forma de evaluar la salud de las comunidades, dependen demasiado del esfuerzo de muestreo, no existe un análisis estadístico para evaluar si las riquezas o diversidades son mayores o menores de lo observado en la región o localidad de interés, no toman en cuenta la identidad biológica (funciones) y las diferencias taxonómicas entre especies (Clarke y Warwick, 1998; Villéger et al., 2010).

Distinción taxonómica

A partir de la información obtenida de la página de WoRMS, se obtuvo que, de los 117 géneros, seis presentaban dos especies y de las 92 familias, 24 en su mayoría presentaron dos géneros (excepto Actiniidae, Pteriidae, Diogenidae, Ophidiasteridae y Diadematidae que tenían más de dos). Bajo este enfoque, existe menos parentesco taxonómico entre las especies hasta nivel de familia y aumenta cuando la jerarquía crece (p.ej. Orden y Clase). Además, es oportuno mencionar que los equinodermos fueron los más emparentados, debido a que contenían familias con varias especies (≥ 2).

Los resultados de la diversidad taxonómica (Δ) evidenció cambios en varios de los sitios que presentaban la misma cantidad de especies (p.ej. San Luis Gonzaga V y Llave con una $S=24$ pero con $\Delta= 73.70$ y 57.10 consecutivamente) y a su vez, en sitios con diferentes números de especies (p.ej. Calamajué 10 y Cardon Sur con una S de 27 y 30 pero con un Δ de 89.81 y 60.86 respectivamente). En algunos casos, se presentó una similitud con el índice de H' encontrando valores altos de Δ con respecto a valores altos de H' y viceversa (Fig. 12A). Esta relación es debido a dos factores que consideran en común: el número de especies presentes en los sitios y sus abundancias relativas, por lo que pueden presentar una alta correlación (Salas et al., 2006; Heino et al., 2007). Sin embargo, Δ tiene un componente adicional de separación taxonómica (parentesco de las especies) que hace que sus valores no concuerden en algunos casos con H' cuando las especies están cercanamente emparentadas. Aun así, los sitios con mayor dominancia de ciertas especies (p.ej. San Luis Gonzaga XI, Tortuga, San Fco. Maricultivo I y II) presentaron valores bajos de H' y Δ respectivamente. De manera general, los valores más altos de Δ se encontraron en la zona norte y sur (Archipiélago de San Lorenzo), mientras que los valores más bajos en los sitios del centro.

No obstante, para reducir el efecto de las abundancias de las especies dominantes en los resultados de Δ , se procedió al cálculo del índice distinción taxonómica (Δ^*), que reveló la influencia de estas altas abundancias en varios sitios. Por ejemplo, los sitios de San Luis Gonzaga XI y San Francisquito Maricultivo II, mostraron valores de Δ^* considerablemente altos con respecto a sus valores de Δ . De manera general, los sitios de la zona norte y sur fueron los que presentaron valores más altos, seguido de las dos zonas del centro. Al realizar una evaluación de los resultados de Δ^* , se observó que el 52% de los sitios presentaron valores por arriba de 90, 40% por arriba de 80 y solo 5% por arriba de 70.

Por otro lado, la distinción taxonómica promedio (Δ^+) evidenció sitios con un menor número de taxones superiores, es decir, varias especies que pertenecen a pocas familias u órdenes. Hay recordar que Δ^+ toma en cuenta el número de especies sin sus abundancias y la relación taxonómica entre ellas, por lo que la inclusión de más especies que estén emparentadas no daría un aumento en sus valores. Por lo tanto, reflejó valores altos en los sitios de la zona norte, seguido de los sitios del archipiélago de San Lorenzo de la zona sur, posteriormente los sitios de la zona centro 1 y 2 y del litoral de la zona sur. Los valores más bajos se presentaron en los sitios de Punta Remedio y Punta Refugio-Niag, donde influyó sus pocas especies y el gran parentesco taxonómico de los equinodermos que contenían, lo que conlleva a una reducción en el número de categorías taxonómicas (poca amplitud taxonómica) y una distribución desigual de las especies en esas categorías. Por otra parte, San Fco. Maricultivo I y II y San Luis Gonzaga XI presentaron valores altos de Δ^+ , evidenciando la importancia de la identidad de las especies en los estudios cuando no son tomados en cuenta.

Con respecto a la variación de la distinción taxonómica promedio (Δ^+), se observó una alta correlación con Δ^+ de forma inversa (Figura 12B), es decir, los sitios con ensambles con una distribución uniforme de las especies entre los niveles taxonómicos darían bajos valores de Δ^+ , representando la poca desigualdad o variabilidad en las ramas del árbol filogenético (Moreno et al., 2009). Del mismo modo, los sitios de la zona norte y sur presentaron una mayor variedad de jerarquías taxonómicas de alto orden, mientras que la zona centro su variación fue mayor, lo que conlleva a pensar que alguna familia u orden contiene en su mayoría a varias especies.

Una posible explicación de los resultados obtenidos en la zona norte sería la composición y el poco parentesco taxonómico de su macrofauna (Patrón observado en el anexo K1) lo que repercute en un buen número de categorías taxonómicas (elevada amplitud taxonómica) y una distribución equitativa de sus especies. Sin embargo, realizando la evaluación detallada de los organismos, se observó que cuatro eran exclusivas para esta zona (*Dardanus sinistripes*, *Platypodiella rotundata*, *Spondylus crassisquama* y

Ophlitaspongia pennata), lo que conlleva a que sus especies no eran únicas con respecto a los demás sitios de las zonas restantes. Por consiguiente, el hecho de incluir más especies emparentadas en las otras zonas nos las hacía más diversas taxonómicamente y por ende los valores de Δ , Δ^* y Δ^+ disminuían.

Con el propósito de observar el estado general del área de interés, se procedió a contrastar los valores de Δ^+ y Λ^+ con los valores esperados de un modelo nulo, que supone ausencia de estructura taxonómica del ensamble. Se observó que la mayoría de los sitios que correspondían a las islas dentro de la Bahía de los Ángeles la Isla Ángel de la Guarda y sitios costeros de las zonas centro y sur se encontraban por fuera de los contornos de probabilidad. Aunque varios autores argumentan que este tipo de comportamiento lo presentan las comunidades altamente impactadas con algún tipo de perturbación antrópica (Warwick y Clarke 1998; Clarke y Warwick, 1999; Rogers et al., 1999; Clarke y Warwick, 2001), para el presente estudio pudo ser el reflejo de las características ambientales e intrínsecas del hábitat más que por cuestiones antrópicas (Heino et al., 2005; Salas et al., 2006; Ceschia et al., 2007; Bevilacqua et al., 2011). Otros autores sugieren que el gran parentesco taxonómico de las especies puede ser explicado por la historia evolutiva y ecológica del taxa (Zajac et al., 2003; Morrone, 2009; Anderson et al., 2012), en función del reclutamiento local (Olabarria et al., 2001), de la disponibilidad de alimento y de respuesta similares a variaciones ambientales (Bates et al., 2005; Zamorano y Leyte, 2005; Bevilacqua et al., 2011). Esto nos hace pensar que aquellos sitios de la zona centro son ambientes más favorables para el desarrollo y diversidad dentro los taxones más emparentados, como es el caso de los erizos y estrellas de mar.

En ocasiones se ha utilizado este enfoque como una aproximación a la diversidad funcional, tomando en cuenta que los ambientes impactados de forma natural o antrópica daría la reducción de las especies a ciertos grupos que estén más emparentados taxonómicamente y por ende sus rasgos funcionales serían similares (Warwick y Clarke, 1995; Ramos et al., 2005; Somerfield et al., 2008; Escobar et al., 2013). Con base en esto, Somerfield et al., 2008 desarrollaron una medida adicional de esta familia de índices al que denominaron como distinción funcional promedio (X^+), basado en el promedio de una matriz de similitud de los rasgos. A un así, no se considera la contribución de las especies en las muestras (biomasa), y su redundancia ecológica fuera de su filogenia (Bellowood et al., 2003; Dumay et al., 2004). Para terminar esta sección es importante emplear estos índices como indicadores secundarios si se desea evaluar la diversidad con algún impacto antrópico debido a su robustez para detectar cambios, mas no como una aproximación directa sobre el funcionamiento de los ecosistemas.

4.1.4 Diversidad funcional

Rasgos y grupos funcionales

Se sabe que el número de rasgos funcionales y las categorías en que se subdividen repercuten en el resultado obtenido (Walker *et al.*, 1999). Este trabajo utilizó ocho rasgos funcionales que fuesen comunes en la mayoría de los macroinvertebrados, principalmente biológicos, morfológicos y ecológicos (BTA). No obstante, es relevante notar que fueron las características morfológicas y tróficas las que influyeron más en la diferenciación de los grupos funcionales (Anexo F). Por consiguiente, la relación entre forma y función tiene gran relevancia debido a que cada estructura del organismo es capaz de realizar una función, además de poseer un papel particular en el ambiente que hábitat, el cual depende del uso que el organismo le dé a dicha estructura (Ricklefs y Travis, 1980; Koehl, 1996; Roy *et al.*, 2000).

Es importante recalcar que el rasgo del tamaño o talla máxima no fue tomado en cuenta como en otros estudios de macroinvertebrados (Cooper *et al.*, 2008; Pacheco *et al.*, 2011), siendo un importante rasgo en la utilización del análisis de diversidad funcional, ya que revela información acerca de la energía contenida y el impacto en la cadena trófica debido a las interacciones depredador-presa (Micheli y Halpern, 2005). Aun así, al considerar varios grupos taxonómicos con diferentes formas de crecimiento, se hace muy difícil la estandarización de esta característica y por ende se decidió incluir otros (BTA) que resultan útiles para el estudio de la diversidad funcional cuando el objeto de estudio es muy disímil (p.ej. Paganelli, *et al.*, 2012).

Otro punto importante, es la falta de información funcional para macroinvertebrados de fondos rocosos y es que la mayoría de los trabajos de la macrofauna bentónica se ha enfocado en cuantificarla en ecosistemas de fondo blandos por su fácil muestreo, colecta (nucleos o dragas), manejo y preservación de los organismos (Hewitt *et al.*, 2008, Villamor *et al.*, 2012; Yamada *et al.*, 2014) o por grupos taxonómicos en separado (p.ej. equinodermos, Cochrane *et al.*, 2012; Rojas *et al.*, 2014; moluscos, Barrientos *et al.*, 2017 y crustáceos, Yamada *et al.*, 2011). Aunque esta conclusión es algo preliminar, llama a realizar mayores estudios sobre la historia natural de los organismos de interés para mejorar los resultados de los análisis funcionales en un futuro cercano.

En relación a la formación de los grupos funcionales se obtuvo un total de 24 con respecto a 123 especies. Aunque se pensó que la excesiva categorización de algunos rasgos pudo generar una gran cantidad de grupos y generalizar algunos en dos individuos (30% de los GFs), al contrastarlo con otros estudios de la

macrofauna béntica, la cifra era muy similar en cantidad y número de especies por GF. Estos trabajos son los de Greenfield et al., (2016) para fondos blandos de Nueva Zelanda, que obtuvieron 26 GF de 115 especies utilizando seis rasgos con 22 categorías, por su parte Alexandridis et al., (2017), en un estuario de Francia obtuvieron 20 GF de 240 especies utilizando 14 rasgos con 44 categorías. Por último, el reciente trabajo de Ramirez et al., (2017) que incluye el golfo de California, así como hábitats de arrecifes rocosos y de coral, obtuvieron siete GF con 55 especies de macroinvertebrados utilizando 4 rasgos, donde estas agrupaciones coincidieron en composición de especies (junto con algunas más) y número de varios GFs de este estudio.

Si bien, el hecho de tener un mayor número de GF complica la interpretación de los resultados y la asociación de éstos con los procesos y servicios ecosistémicos (Micheli y Halpern, 2005; Petchey y Gaston, 2006). Aun así, no se sabe la cantidad exacta de grupos para tener una buena representación de la diversidad funcional, lo cual, su cantidad dependerán mucho del tipo de rasgos a utilizar, que tan redundante son las especies y de acuerdo a la pregunta de investigación.

Con base en la composición de especies dentro de los GFs (Tabla 8), se obtuvieron dos grupos mono específicos: el grupo A con *Turritella leucostoma* (caracol turritela) y Ñ con *Baseodiscus mexicanus* (gusano cinta). La primera se caracteriza por habitar en fondos arenosos, con conducta gregaria y una alimentación detritívora (Waite y Allmon, 2013), mientras que la segunda es un depredador nocturno característico de fondos rocosos y con hábitos crípticos (Bersh y Aguilar, 2016). No obstante, *T. leucostoma* se puede considerar como especie “pasajera o transitoria”, incluso es interesante notar que se encontró en los sitios de San Luis Gonzaga que presentan un porcentaje sustrato arenoso y cercanos a la comunidad de San Felipe, donde es común su presencia por el sustrato blando (Waite y Allmon, 2013), teniendo en cuenta que su registro fue en una sola ocasión del muestreo.

Por su parte, *B. mexicanus* si es una especie residente del ecosistema rocoso y presenta un amplio rango en su distribución (Hochberg y Lunianski 1998), sin embargo, sus características parecen ser únicas con respecto a las demás especies y por ende tiende a separarse como un único GF. Esto no quiere decir que sea único en su función, ya que como se menciono anteriormente, Bertsch y Aguilar, (2016) reportan más de una especie de nermentino para el GC (p.ej. *Paranemertes peregrina* y *Tubulanus sexlineatus*), que por sus comportamientos crípticos y color del cuerpo (capacidad de camuflajearse con su entorno) logran pasar inadvertidas por los tomadores de datos. De igual forma, esto aplica para los grupos conformados por dos especies donde fueron identificados a nivel de género, por ejemplo, el GF T conformado por el pulpo (*Octopus sp*) y la jaiba (*Callinectes sp*) tienen un registro de siete y tres especies respectivamente y

el GF U conformado por los camarones pistolas (*Alpheus sp*) se han registrado nueve (Bertsch y Aguilar, 2016).

Por último, es importante recalcar que se observaron especies que no se registraron dentro de los cuadrantes pero que se encontraban en el área de estudio, como el caso de los poliquetos *Myxicola ef. Infundibulum* (plumerito embudo), que se puede incluir en el GF "D". Esto propone que para los siguientes estudios se tome en cuenta el transepto de banda como una medida del esfuerzo de muestreo y toma de datos, con el fin de unificar estas técnicas que entre estudios pueden tener variaciones.

Estructura funcional

Una de las rutas para el análisis de la diversidad funcional tomando en cuenta a los GFs es el uso y la aplicación de los índices ecológicos tradicionales (riqueza S, diversidad H', uniformidad J' y dominancia de Simpson) sobre estos. Los índices siguen el mismo principio básico de como evalúan la diversidad taxonómica, pero vista desde un enfoque funcional, es decir, toman en cuenta el número de GFs y la proporción de la biomasa de las especies que los representan.

Con respecto a la riqueza de los GFs, se reconoció que varios sitios compartían la misma cantidad de grupos, pero el hecho de tener el mismo número no implica que sean los mismos (p.ej. San Luis Gonzaga III y Tortuga con 11 GF, ver Anexo K2). Otro punto importante es la redundancia observada en algunos sitios que, aunque presentaban la misma cantidad de especies, diferían en su número de GF (p.ej. San Luis Gonzaga I y San Luis Gonzaga Nuevo o Mancha Blanca y Ventanita (Anexo K2), por lo que la incorporación de especies nuevas no incrementaba el número de grupos.

Es importante remarcar que los grupos B (anemonas y corales solitarios de copa), G (erizos de mar), I (estrellas de mar) y J (pepinos de mar) fueron compartidas por todos los sitios, mientras que los grupos A (corales, octocorales, zoantidos y briozoario), D (poliquetos filtradores), E (esponjas y ascidia) y F (Bivalvos sésiles filtradores y crustáceos cirrípedos sésiles) se presentaron en más de 50 sitios. El hecho de tener cuatro GF en común y cuatro en su mayoría, habla de una buena representación y conservación de las funciones en toda la región de estudio. Además, los GF que solo aparecieron en tres a nueve sitios específicos (p.ej. C, H, L, Ñ, P y Q), se pueden considerar como grupos "raros" y son claves en la estabilidad del ecosistema (Loreau et al., 2001), ya que ante un disturbio (con posible pérdida de funciones o grupos

funcionales enteros) podrían añadir o mantener funciones en la comunidad, permitiendo la resiliencia del mismo.

Al igual que lo sucedido con el patrón de la diversidad taxonómica, los índices H' y J' con respecto a los GFs mostraron valores altos en la mayoría de los sitios de la zona norte y en algunos sitios de la zona sur, mientras que los valores mínimos se presentaron en los sitios de la zonas centro 1 y 2. Es notable mencionar que estos valores bajos de H'_{GF} y J'_{GF} se debe a la gran influencia de las biomásas de los grupos de los erizos (G) y estrellas de mar (I) que como mencionamos antes, las grandes abundancias se encuentran en los sitios de la zona centro.

Sin embargo, es importante notar que los índices de diversidad teniendo en cuenta a los grupos funcionales discrepan con los índices estructurales y no siguen un patrón claro en algunos sitios (p.ej. San Luis Gonzaga XI, XII, San Francisquito II, Maricultivo I y II, Ballenita norte y Cabeza de Caballo Medio). No obstante, la distinción taxonómica promedio (Δ^+) tampoco mostro tener un patrón claro, bajo el supuesto de que cuando menos emparentadas estén las especies, funcionalmente serían distintas (Somerfield et al., 2008; Anexo K3). De esta forma queda en evidencia que cambios en la diversidad taxonómica no pueden ser utilizados para predecir cómo se va a comportar la diversidad funcional y por ende funcionamiento del ecosistema (Villéger et al., 2008; 2014).

Para concluir esta sección es importante recalcar que esta vía nos acerca más a las visiones funcionales del ecosistema y su redundancia, pero descuida las diferencias intraespecíficas que pueden tener las especies dentro de los GF al suponer igualdad entre ellas (ver rasgos por GF, Anexo K3). No obstante, este problema se debe al método de obtención de dichos grupos (jerárquicos aglomerativos o clusters) que tiende a crear conglomerados (conjuntos) aun cuando las especies no compartan uno o dos rasgos, reflejándose en la longitud de las ramas de unión entre ellas (Figura 14, Jaksic y Medel, 1990). Aun así, siguen siendo una manera fácil, flexible y sencilla de estudiar a la diversidad funcional (Rosenfeld, 2002) y se recomienda la incorporación de los índices funcionales (univariados o multivariados) para complementar esta información.

Índices de diversidad funcional

Los índices reflejan nuestro deseo de cuantificar cambios en los ecosistemas, reduciendo aspectos relevantes del algún proceso en un solo número que podemos interpretar o medir. En este trabajo se

eligieron tres índices basado en múltiples rasgos que han sido utilizado y reportados mayormente en la literatura de la diversidad funcional (Villéger et al., 2008; Song et al., 2014).

El primer índice fue la entropía cuadrática de Rao (Q o FD_Q) que pertenece en la clasificación de los índices de divergencia funcional (Song et al., 2014). El índice refleja la diferencia de los rasgos funcionales de las especies (disimilitud o distancia) tomando en cuenta su proporción de biomasa. Por su fácil interpretación (cuando $FD_Q=0$ significa que todas las especies son funcionalmente iguales, y cuando FD_Q =diversidad de Shannon, las especies son funcionalmente diferentes entre sí, Botta, 2005), es el más usado en la literatura después de los índices multivariados (FRiq, FEve, FDiv, FDis y FSpe). Además, refleja la maximización de las estrategias para la utilización de los recursos entre las especies, lo que confiere una menor superposición de su nicho (Mouchet et al., 2010; Song et al., 2014).

Los resultados de FD_Q mostraron un patrón similar a los resultados de H'_{GF} , es decir, alta diversidad funcional en la zona norte y en los sitios del archipiélago de San Lorenzo de la zona sur, pero también evidenció pocos sitios donde el patrón discrepo. Por ejemplo, Quemado Norte y Punta Herradura obtuvieron valores más altos de FD_Q que de H'_{GF} (los dos puntos de color verde que se salen de la tendencia de la Figura 15), y de manera inversa con los sitios Calamajué II, Cabeza de Caballo Medio y Los Machos. Para el caso de los dos primeros, su discrepancia se debió a la variación intraespecífica de sus especies que conformaban sus GF (es decir, contenían algunos rasgos que no compartían todas las especies del grupo) mientras que los tres últimos la disminución fue influenciada por las abundancias acumuladas de las especies que compartían los mismos rasgos y, por ende, afecta el incremento de FD_Q , (haciéndolo sensible a este tipo de situaciones, Botta, 2005). Además, la necesidad de relacionar estos dos índices nos ayudó a observar la baja pérdida de información durante el proceso de clasificación de un conjunto de especies en grupos más pequeños (GF), demostrando que se tiene una buena representación en ambos índices (Mouchet et al., 2010, Alexandridis et al., 2017, Figura 15).

Este mismo patrón se observó en los estudios de Alexandridis et al., (2017), donde el índice FD_Q se correlacionó fuertemente con H'_{GF} y H' , ($H' \rho_{pearson}=0,9$ y $H'_{GF} \rho_{pearson}=0.84$) demostrando que la diversidad funcional parece conservarse a través de la transición de las especies a los grupos funcionales. Por otro lado, FD_Q se ha utilizado como un índice complementario a los análisis multivariados (MDS) de la calidad de los ambientes con respecto a los rasgos que presentan la macrofauna béntica, mostrando valores altos cuando se alejan de las zonas impactadas (Yamada et al., 2011; Gusmao et al., 2016; Vinagre et al., 2016).

Para el GC se tiene el trabajo de Rojas, (2014) sobre diversidad funcional de equinodermos, donde reporta valores altos de FD_Q (con distancia Gower) para Bahía de los Ángeles en el caso de erizos ($FD_Q=15.12$) y para Loreto en el caso de las estrellas de mar ($FD_Q=22.33$). No obstante, las 15 especies reportadas en el trabajo de Rojas, (2014) representan dos GF para este estudio y aunque no demuestra redundancia funcional por separado (no se ajustan a una regresión los valores de FD_Q con S y FD_Q con H'), exponen un patrón de incremento similar con el índice de H' (erizos $\rho_{\text{Spearman}} = 0.99$ y estrellas $\rho_{\text{Spearman}} = 0.98$). Sin embargo, se ha discutido que FD_Q no se encuentra correlacionado con la riqueza de especies, como es el caso de la fuerte influencia que tiene con los GF, por consiguiente, no es un buen indicativo cuando se busca medir redundancia funcional (Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010). Otro punto importante es la utilización de coeficiente ρ de Spearman para relacionar estos índices, que, aunque hay estudios que lo han utilizado (Culhane et al., 2014, $\rho_{\text{Spearman}}=0.86$ entre FD_Q y H' y $\rho_{\text{Spearman}}=0.68$ entre FD_Q y S) no se recomienda por presentar una relación espuria o sin causa-efecto cuando ambos covarian juntos (Mouchet et al., 2010).

No obstante, estudios más recientes han propuestos otra manera de contrastar la redundancia funcional con FD_Q , mediante índices de redundancia y diferencias con H' que sería pertinente tener en cuenta cuando no se trabaja con GF y sea necesario evaluar la redundancia desde este enfoque (consultar Bello et al., 2007 y Kang et al., 2015 para más información).

Con respecto a los índices multivariados, estos no se correlacionan con la riqueza de especies y son independiente entre ellos, aportando información relevante y complementaria para las comunidades de estudio (Mouchet et al., 2010). No se contempló el componente de la riqueza funcional (FRiq) debido a los valores de cero obtenidos en la mayoría de los sitios (45). En este caso Villéger et al., (2008) mencionan que, para tener una buena medición de este índice, el número de rasgos funcionales empleados no debe ser mayor al número de especies, lo que posiblemente paso en varios sitios (p.eje San Luis Gonzaga I presentó 24 especies con 34 rasgos) y para trabajos posteriores es necesario tomar en cuenta este supuesto. Otra recomendación de Villéger et al., (2008) es el uso de técnicas de ordenación (ACP) para la reducción del número de rasgos en aquellos que definan mejor las agrupaciones de las especies en un espacio funcional.

Pasando a otro índice, los valores de la equidad funcional (FEve) se caracterizaron por ser bajos en todos los sitios, sobresaliendo dos de la zona norte, (San Luis Gonzaga Nuevo y XI con un FEve= 0.48 para ambos) y dos en la zona sur (San Francisquito Maricultivo I y II con un FEve= 0.45 para ambos) por presentar los valores más altos. A pesar de que el cálculo de FEve es independiente de la forma del espacio o polígono

funcional (Pla et al., 2012), los resultados indican que algunas partes del espacio se encuentran vacías, mientras que otras partes presentan una alta conformación de biomasa de varias especies. Además, las distancias o longitudes que conecta todos los puntos (especies) es corta e irregular en algunos casos indicando que algunas especies son funcionalmente similares (Villegger et al., 2010).

Con respecto al índice de divergencia funcional (FDiv) se obtuvieron altos valores para la mayoría de los sitios de estudio. Lo que refleja un alto grado de diferenciación de nicho entre las especies dominantes de cada lugar y por ende reduce la competencia entre ellos ya sea en espacio u alimento (p.ej. equinodermos) e incrementa la la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al. 2005; Villegger et al., 2010).

Con respecto a trabajo de la macrofauna que ha utilizado estos índices funcionales mutivariados se tiene el de Gusmao et al., 2015, donde hacen uso de FRiq, FEve, y FDis como enfoques confiables para detectar cambios en la estructura funcional con respecto a otros índices.

Por ultimo, y con base a los resultados de este trabajo, es recomendable hacer uso de los grupos funcionales y de los índices de diversidad funcional (FD_o, FRiq, FEve, y FDiv), ya que ambos no tienen homologos en común (ni con los índices taxonómicos), y en conjunto ofrecen una visión mas “real” y clara sobre el funcionamiento y redundancia de los ecosistemas (Micheli y Halpern, 2005, Villéger et al., 2010).

Ademas, es necesario adoptar una aproximación intengral para el estudio de las comunidades (un enfoque taxonómico y funcional) ya que, los impactos humanos y naturales ocurren tanto en especies particulares, como en grupos funcionales y niveles tróficos. Por lo cual, tener herramientas como estos enfoques nos ayuda a priorizar las decisiones de conservación, puesto que la diversidad de rasgos funcionales, la riqueza y dominancia de especies son necesarias para sostener los procesos ecosistémicos (Srivastava y Vellend 2005; Villéger et al. 2010; Devictor et al. 2010).

4.1.5 Redundancia funcional

Se ha propuesto que la redundancia ecológica se presenta en ecosistema donde los cambios en la riqueza de especies tienen poco efecto sobre la diversidad funcional y puede resultar de la similitud funcional entre ellas. No obstante, esta similitud y coexistencia se puede presentar en linajes distantes o no emparentados taxonómicamente (Naeem, 2003). Por lo contrario, los ecosistemas con baja redundancia

funcional implican tener rasgos funcionales que se pierdan rápidamente a medida que disminuye la diversidad. (Micheli y Halpern, 2005).

El presente estudio documenta que la comunidad de macroinvertebrados epibentónicos de fondos rocosos del norte del GC presentan una alta redundancia funcional evaluado desde el punto de vista de la riqueza y la diversidad taxonómica-funcional. Al compararlo con el modelo propuesto por Micheli y Halpern (2005; Figura 1), se puede afirmar que la relación de la diversidad taxonómica y funcional muestra un escenario de tipo **A₂**. Este escenario es característico de una relación con una pendiente menor a uno, es decir, que la inclusión de nuevas especies a la comunidad no incrementa de forma rápida las funciones que se realizan, debido a que hay más de una especie cumpliéndola. Ecológicamente implica que estas comunidades tengan una mayor posibilidad de sustitución de especies ante algún disturbio, asegurando así la función dentro del ecosistema. De igual manera es importante aclarar que la región norte del GC contiene más especies que no se registraron en este estudio y que posiblemente aumente la cantidad de especies en los GFs.

Este hecho ya ha sido afirmado por Alexandridis et al., (2017) para las comunidades de macroinvertebrados de fondos duros y suaves en un estero de Francia, donde la alta redundancia y a su vez la conformación de más de dos especies en cada GF reflejó un buen estado del ecosistema teniendo en cuenta la presión de contaminantes de las zonas conurbadas. Otros trabajos han reportado la redundancia en sistemas arrecifales donde los erizos mar tienden a conformar un GF con algunos tipos de peces herbívoros, tomando en cuenta el nivel trófico (Hoey y Bellwood, 2009) o como un GF aparte dentro de análisis que incluyen peces (Ramirez et al., 2017), pero tomando en cuenta la importancia de mantener bien representado el número de especies en todos los grupos funcionales presentes (Rice et al., 2013).

Retomando los resultados de los GFs, es notable apreciar que en todos los sitios de estudio estuvieron presente los grupos B, G, I y J, teniendo en cuenta organismos con diferentes requerimientos tróficos (herbívoros, carnívoros, omnívoros y detritívoros). De esta forma, hay más de una especie que cumple una misma función, y se encuentran representadas en todos los sitios, lo que se puede traducirse como un acercamiento de la resiliencia de los ecosistemas de fondo rocoso.

De acuerdo con Scherer-Lorenzen (2005), las hipótesis que relacionan la riqueza de especies con el funcionamiento de los ecosistemas (Naeem 2002) pueden ser explicadas bajo un enfoque funcional por tres mecanismos principales: las especies son principalmente redundantes, las especies son principalmente únicas y el efecto de las especies depende del contexto. Bajo estos supuestos y

contrastándolo con los resultados se puede concluir que la comunidad de macroinvertebrados siguen el mecanismo de que la especies son principalmente redundantes.

4.1.6 Relación entre de los índices taxonómicos y funcionales con las variables ambientales

Inicialmente se propuso que las variables ambientales influirán en el comportamiento de los índices tanto taxonómicos como funcionales y es debido a que las especies tienden a estar influenciadas por los cambios temporales en el ambiente. Si bien, en algunas ocasiones algunas especies pueden ser tolerantes a cambios de las variables ambientales y no muestran un patrón de variabilidad clara (*Pharia pyramidata* y *Phataria unifascialis* Riesgo-Ruiz, 2017; *Muricea sp*, *Eugiorgia sp*, *Leptogorgia sp*, Ulate et al., 2016, *Diadema mexicanum*, Rojas y Benitez, 2015).

Para este estudio se utilizaron variables como la temperatura del fondo, la salinidad y el oxígeno disuelto, (*in situ*) en los sitios de muestreo. No obstante, los resultados de los modelos de regresión múltiple indicaban que, aunque existían dichas relaciones, en algunos casos el valor de R^2 era muy bajo y en otros bastante alto (pudiendo ser espurio). El análisis de los residuales mostró que las variables no presentaban una tendencia lineal por falta de normalidad y homocedasticidad en los residuos, lo cual, nos hace pensar que se asumió tendencia cuando no existía. Con lo anterior, no se pudo comprobar dicha relación que asumíamos en la tercera hipótesis de estudio.

Por otra parte, Casanoves et al., 2011 y Pla et al., 2012 recomiendan el uso de los Modelos Lineales Generales (GLMs) y Aditivos (GAMs) como una herramienta para analizar la relación entre índices y variables ambientales debido a que la mayoría de los índices no presentan una distribución normal. Esto se ha visto reflejado en trabajos funcionales de plantas y animales (p.ej. Hoehn et al., 2008; Lavorel et al., 2011; Maeshiro et al., 2013) y en este trabajo se obtuvieron mejores resultados con el índice de H' .

De igual forma se ha considerado que la estructura del hábitat y la disponibilidad de alimento son factores más relevantes en el modelaje de la distribución de los invertebrados bentónicos que las variables ambientales (Gonzales et al., 2006) Aunque se calculó un índice de complejidad del hábitat que no se presenta en el escrito, al contrastarlo con los índices no reflejó ninguna relación debido a la similitud que mostraban sus valores (gran complejidad del sustrato en la mayoría de los sitios). Por otro lado, no se

consideró la variable de la disponibilidad de alimento y en muchos estudios lo adquieren como *proxi* de la Chl-a (Ulate et al., 2016), lo cual, es pertinente tomar en cuenta para futuros estudios.

Capítulo 5

5.- Conclusiones

1. Se registraron 123 especies de macroinvertebrados epibentónicos (40 sesiles y 83 móviles), repartidas en 10 phylum, 18 clases, 55 ordenes, 92 familias y 113 géneros, con un esfuerzo de muestreo óptimo ($n=1,086$ transectos con 5,430 cuadrantes), por lo que la macrofauna se encuentra bien representada en el presente estudio.
2. El phylum mejor representando en cuestión de densidad y riqueza fue Echinodermata, constituyendo parte relevante del paisaje marino. Además, la similitud con otros trabajos realizados en la zona de estudio, permiten suponer que los phyla restantes se encuentran bien representados.
3. El análisis de Olmstead-Tukey y el IVB mostró una gran dominancia (59 especies) y rareza (58 especies) por parte de los macroinvertebrados epibentónicos, sobresaliendo los equinodermos: *Eucidaris thouarsii*, *Diadema mexicanum* y *Phataria unifascialis* por su alta abundancia y frecuencia de aparición.
4. Todos los estimadores no paramétricos de la riqueza de especie se comportaron de manera similar (asintóticos), lo que permitió tener un inventario lo suficientemente completo de la macrofauna benthica (90% de la riqueza).
5. La estructura del ensamblaje medido por los índices S , H' , J' y λ mostró una alta riqueza en la mayoría de los sitios, una diversidad y equidad alta para los sitios de la zona norte y sur, con una dominancia relativamente baja. Dichos resultados, a pesar de tener una variación espacial, la mayoría de los sitios presentaban valores muy similares, mostrando ser pocos confiables para observar cambios verdaderos en la composición y función de la macrofauna.
6. Los índices de distinción taxonómica (Δ , Δ^* , Δ^+ y Λ^+) lograron evidenciar sitios con especies más emparentadas independientemente de su riqueza (p.ej. los sitios de la zona 1 y 2 con el alto registro de equinodermos).

7. Dentro de las características funcionales empleadas en el presente estudio, las morfológicas y tróficas fueron las que más influyeron en la diferenciación de las especies en los grupos funcionales (GFs), lo que resalta la relación entre la forma y la función de los organismos y su explotación a los recursos de alimentación
8. Se obtuvieron un total de 24 GFs, con una variación en el número de especies presentes en cada grupo (dos GF monoespecíficos, siete GF de dos especies y el resto se caracterizó por tener entre tres a 12 especies).
9. La diversidad funcional evaluada mediante grupos funcionales mostró la presencia de un mayor número de grupos en los sitios de la zona centro 1 y 2, mientras que la zona norte conservó sus números entre 11 a 13 GFs. La mayor diversidad funcional se observó en los sitios de la zona norte y sur con una equidad alta con respecto a los sitios de la zona centro. De igual forma se evidenció la redundancia de especies en algunos sitios, debido a que la adición de especies no aumenta la cantidad de GF.
10. Lo índices de diversidad funcional mostraron una alta diversidad para la mayoría de los sitios de la zona norte y sur, coincidiendo con la diversidad calculada para los GFs. La equidad funcional mostró una distribución desigual de las biomásas de las especies en el espacio funcional, encontrando ciertas agrupaciones de especies que son más similares en función. Sin embargo, la divergencia funcional fue alta en todos los sitios por lo que las especies más abundantes no compiten por los recursos ya sea trófico o por espacio.
11. El ensamble de macroinvertebrados epibentónico presenta una alta redundancia ecológica en los ecosistemas de fondo rocoso, ya sea medido por la riqueza o diversidad de especie. Lo que conlleva a que múltiples especies presentan una función similar.
12. No se pudo demostrar una influencia entre las variables ambientales y los índices de diversidad taxonómica y funcional, debido a los tipos de modelos matemáticos elegidos para su análisis, los cuales no pudieron explicar algún patrón.

Literatura citada

- Alexandridis, N., Bacher, C., Desroy, N., Jean, F. 2017. Building functional groups of marine benthic macroinvertebrates on the basis of general community assembly mechanisms. *Journal of Sea Research*, 121, 59-70. doi:10.1016/j.seares.2017.01.007.
- Alvarado, J.J., Cortés, J., Reyes, B.H. 2012. Reconstruction of *Diadema mexicanum* bioerosion impact on three Costa Rican Pacific coral reefs. *Revista de Biología Tropical*, 60, 121-132.
- Álvarez, B.S., Rivera, J.A., Gaxiola, C.G., Acosta, R.M.J., Schwartzlose, R.A. 1978. Nutrientes en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 5, 53-71.
- Álvarez, S.L.G., Badan, D.A., Robles, J.M. 1984. Lagrangian observations of near-surface currents in Canal de Ballenas. *CalCOFI Rep.*, 25, 35-42.
- Alvarez, B.S. 2010. Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California. *The Gulf of California: Biodiversity and Conservation*. University Arizona Press, Arizona. pp. 24-48.
- Álvarez, B.S. 2012. Phytoplankton biomass and production in the Gulf of California: a review. *Botánica Marina* 55:119-28.
- Anderson, R.J., Bolton, J.J., Smit, A.J., da Silva Neto. 2012. The seaweeds of Angola: The transition between tropical and temperate marine floras on the west coast of southern Africa. *African Journal of Marine Science* 34(1), 1-13.
- Argote, M.L., Amador, A., Lavin, M.F., Hunter, J.R. 1995. Tidal dissipation and stratification in the Gulf of California. *J. Geophys. Res.* 100 (C8),16103–16118.
- Bak, R.P.M. 1994. Sea urchin bioerosion on coral reefs: place in the carbonate budget and relevant variables. *Coral Reefs*, 13(2), 99-103. doi:10.1007/BF00300768.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x.
- Barrientos, L.N.A., López, P.A., Ríos, J.E., Ahumada, S.M.Á., Ortiz, M., Rodríguez, Z.F.A. 2017. Ecological and functional diversity of gastropods associated with hermatypic corals of the Mexican tropical Pacific. *Marine Biodiversity*, 1-13. doi:10.1007/s12526-017-0780-6.
- Bates, C.R., Saunders, G.W., Chopin, T. 2005. An assessment of two taxonomic distinctness indices for detecting seaweed assemblage responses to environmental stress. *Botanica Marina*, 48(3), 231-243. doi:10.1515/BOT.2005.034
- Behrens, D.W., Hermosillo, A. 2005. Eastern Pacific Nudibranchs. A Guide to the Opisthobranchs from Alaska to Central America. *Sea Challengers*, Monterey, California.
- Bell, S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R (Eds.). 1991. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Springer Science & Business Media Chapman and Hall.

- Bello F, Lepš J, Lavorel S, Moretti M. 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology*, 8(2),163–70.
- Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C., Nyström, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833. doi:10.1038/nature02691.
- Benítez, V.F., Domínguez y Gómez, M.T., López, Pérez, R.A. 2008. Temporal variation of the sea urchin *Diadema mexicanum* population density at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 56, 255-263.
- Benítez, V.F., Díaz, M.J.P., Martínez, G.M. 2009. Mass mortality of the sea urchin *Diadema mexicanum* in La Entrega at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Coral Reefs*, 28, 1017.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Bevilacqua, S., Frascchetti, S., Musco, L., Guarnieri, G., Terlizzi, A. 2011. Low sensitiveness of taxonomic distinctness indices to human impacts: Evidences across marine benthic organisms and habitat types. *Ecological Indicators*, 11(2), 448-455. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.016.
- Botta, D.Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 533-540.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: A comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 11-25. doi:10.3354/meps254011.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. 2006a. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6(3), 609-622. doi:10.1016/j.ecolind.2005.08.026.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. 2006b. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 60(3-4), 302-316. doi:10.1016/j.jmarsys.2006.02.004.
- Bremner, J. 2008. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 37-47. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.007.
- Brose, U. 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos*, 105, 292-300.
- Brown, J.H., Fox, B.J., Kelt, D.A. 2000. Assembly Rules: Desert Rodent Communities Are Structured at Scales from Local to Continental. *The American Naturalist*, 156(3), 314-321. doi:10.1086/303385.
- Brusca, R.C., Findley, L.T., Hastings, P., Hendrickx, M.E., Torre, C.J., Van Der Heiden, A.M. 2005. Macrofaunal Diversity in the Gulf of California. En: Cartron, J.E., Ceballos, G., Felger, R. (Eds.), *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in northern Mexico*. New York: Oxford University Press. pp.179-202.
- Burnham, K.P., Overton, W.S. 1979. Robust Estimation of Population Size When Capture Probabilities Vary Among Animals. *Ecology*, 60(5), 927-936. doi:10.1007/s.

- Butler IV, M.J., Hunt, J.H., Herrnkind, W.F., Childress, M.J., Bertelsen, R., Sharp, W., Matthews, T., Field J.M., Marshall, H.G. 1995. Cascading disturbances in Florida Bay, USA: cyanobacteria blooms, sponge mortality, and implications for juvenile spiny lobsters *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series*, 129(3), 119125. doi:10.3354/meps129119.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x.
- Carballo, J.L. 2006. Effect of natural sedimentation on the structure of tropical rocky sponge assemblages. *Ecoscience*, 13(1), 119-130. doi:10.2980/1195-6860(2006)13
- Carballo, J.L., Nava, H. 2007. A comparison of sponge assemblage patterns in two adjacent rocky habitats (tropical Pacific Ocean, Mexico). *Ecoscience*, 14(1), 92-102. doi:10.2980/1195 6860(2007)14[92:ACOSAP]2.0.CO;2
- Carballo, J.L., Cruz, J.A., Nava, H., Bautista, E. 2008. Esponjas perforadoras de sustratos calcáreos: Importancia en los ecosistemas arrecifales del Pacífico este. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. México.
- Carpenter, R.C. 1990. Mass-mortality of *Diadema antillarum*: I. Long-term effects on sea urchin population-dynamics and coral reef algal communities. *Marine Biology*, 104, 67-77
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J.A. (Eds) 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Castillo, R.Z.G. 2014. Biodiversidad de moluscos marinos en México, 85, 419-0430. doi:10.7550/rmb.33003.
- Ceshia, C., Falace, A., Warwick, R.M. 2007. Biodiversity evaluation of the macroalgal flora of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) using taxonomic distinctness indices. *Hydrobiologia*, 580, 43-56.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, 11: 265-270.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43, 783-791.
- Chapin, L.F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.H., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-42. doi:10.1038/35012241.
- Charvet, S., Kosmala, A., Statzner, B. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Für Hydrobiologie*, 142(4), 415-432.
- Chiarucci, A., Enright, N.J., Perry, G.L. W., Miller, B.P., Lamont, B.B. 2003. Performance species richness estimators in a high diversity plant community, *Diversity and Distributions*, 9(4), 283-295.

- Chicharo, L., Chicharo, A., Gaspar, M., Alves, F., Regala, J. 2002. Ecological characterisation of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(1), 41-50. doi:10.1017/S0025315402005167.
- Cintra, B.C.E. 2001. Los Asteroideos (Echinodermata: Asteroidea) de aguas someras del Golfo de California, México. *Oceánides*, 16,49-90.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1998. A Taxonomic Distinctness Index and its Statistical. *Journal of Applied Ecology*, 35(4), 523-531.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighing of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: Variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 265-278. doi:10.3354/meps216265.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Gorley, R.N. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1), 56-69. doi: 10.1016/j.jembe.2008.07.009
- Clarke, KR, Gorley, RN, 2015. PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 296pp.
- Cochrane, S.K.J., Pearson, T.H., Greenacre, M., Costelloe, J., Ellingsen, I.H., Dahle, S., Gulliksen, B. 2012. Benthic fauna and functional traits along a Polar Front transect in the Barents Sea - Advancing tools for ecosystem-scale assessments. *Journal of Marine Systems*, 94, 204-217. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.12.001.
- Colwell, R.K. Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 345,101-118.
- Cooper, K.M., Barrio, F.C.R.S., Defew, E., Curtis, M., Fleddum, A., Brooks, L., Paterson, D.M. 2008. Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1), 82-91. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.011.
- Córdova, T.F., Zambrano, L. 2015. Functional diversity in community ecology. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87. doi:10.7818/ECOS.2015.24-3.10.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Pooter, H. 2003. A Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 335-380. doi:10.1071/BT02124.
- Cortés, L.M.C., Alvarez, B.S., Giles, G.A.D. 1999. Efecto de la mezcla vertical sobre la distribución de nutrientes y fitoplancton en dos regiones del Golfo de California, en verano. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 49, 193-206.

- Costello, M.J., Claus, S., Dekeyzer, S., Vandepitte, L., Tuama, É.Ó., Lear, D., Tyler, W.H. 2015. Biological and ecological traits of marine species. *PeerJ*, 3, e1201. doi:10.7717/peerj.1201.
- Coyer, J.A., Ambrose, R.F., Engle, J.M., Carroll, J.C. 1993. Interactions between corals and algae on a temperate zone rocky reef: mediation by sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 167(1), 21-37. doi:10.1016/0022-0981(93)90181-M.
- Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11(12), 1304-1315. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x.
- Culhane, F.E., Briers, R.A., Tett, P., Fernandes, T.F. 2014. Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. *Ecological Indicators*, 43, 271-280. doi:10.1016/j.ecolind.2014.03.009
- De Leo, G., Levin, S. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Biology*, 1(1), 1-16.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13, 1030-1040.
- Díaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655. doi:10.1016/S0169-5347(01)02283-2.
- Díaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F.S., Tecco, P.A., Gurvich, D.E. y Grigulis, K. 2007. Functional diversity at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. En: Canadell, J., Pitelka, L.F. y Pataki, D. (Eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 81-91.
- Dumay, O., Tari, P.S., Tomasini, J.A., Mouillot, D. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4), 970-983. doi:10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x.
- Ellingsen, K.E., Hewitt, J.E., Thrush, S.F. 2007. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. *Journal of Sea Research*, 58(4), 291-301. doi:10.1016/j.seares.2007.10.001.
- Escobar, F., Parrado, C.M., Duarte, L.O., Zetina, R.M. 2013. Incidencia de la Pesca Artesanal Sobre la Diversidad Taxonómica y Funcional de la Comunidad de Peces en el Mar Caribe de Colombia. In *Proceedings Gulf Caribbean Fisheries Institute*, 62, 346-351.
- Farris, J.S. 1969. On the cophenetic correlation coefficient. *Systematic Zoology*, 18(3), 279-285. doi:10.2307/2412324.
- Flores, R.P., Flores, G.R., García, I.S., Valdés, G.A. 2007. Variación en la diversidad malacológica del mesolitoral rocoso en Playa Troncones, La Unión, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78, 33-40.
- Fonseca, C.R., Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89(1), 118-125. doi:10.1046/j.1365-2745.2001.00528.x.

- Gamero, D., Sánchez, C., Guerrero, B., Arcos, R., Aburto, O. 2017 Relación entre el tamaño de los pólipos y la distribución de los abanicos de mar en el Golfo de California. DataMares. Interactive Resource. doi:10.13022/M3ZP4G
- García, C.J.A., Pérez, R.A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138(5), 917-934.
- Garrison, L. 2000. Fishing effects on spatial distribution and trophic guild structure of the fish community in the Georges Bank region. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 723-730. doi:10.1006/jmsc.2000.0713.
- Gaston, G.R., Rakocinski, C.F., Brown, S.S., Cleveland, C.M. 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Marine and Freshwater Research*, 49(8), 833-846. doi:10.1071/MF97089.
- Gitay, H., Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? En: Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I. (Eds.), *Plant Functional Types. Their relevance to ecosystem properties and global change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 3-19.
- Glockner, F.A., Calderon, A.L.E., Herrero, P.M.D. 2016. Density decrease in an exploited population of brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* in a biosphere reserve from the Baja California peninsula, Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 121, 49- 59. doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.12.009.
- González, M.F.J., Holguín, Q.O.E., De la Cruz, A.G. 2006. Spatiotemporal variability of some shallow-bottom macroinvertebrates (Gastropoda, Bivalvia and Echinodermata) from Espiritu Santo Archipelago, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas*, 32(1), 33-44. doi:10.7773/CM.V32I1.67.
- Gotelli, N.J., Lawrence G.A. 1983. Community patterns of coral-associated decapods. *Marine Ecology Progress Series*, 13, 131-139. doi:10.3354/meps013131
- Gotelli, N.J., Colwell., R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Greenfield, B.L., Kraan, C., Pilditch, C.A., Thrush, S.F. 2016. Mapping functional groups can provide insight into ecosystem functioning and potential resilience of intertidal sandflats. *Marine Ecology Progress Series*, 548, 1-10. doi:10.3354/meps11692.
- Gusmao, J.B., Brauko, K.M., Eriksson, B.K., Lana, P.C. 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66, 65-75. doi:10.1016/j.ecolind.2016.01.003.
- Guzmán Méndez, I.A. 2009. Estructura de las asociaciones de algunos invertebrados del archipiélago Espiritu Santo, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). 100pp.
- Hadas, E., Marie, D., Shpigel, M., Llan, M. 2006. Virus predation by sponges is a new nutrient-flow pathway in coral reef food webs. *Limnology and Oceanography*, 51(3), 1548-1550.

- Halfar, J., Godinez, O.L., Mutti, M., Valdez, H.J.E., Borges, J.M. 2006. Carbonates calibrated against oceanographic parameters along a latitudinal transect in the Gulf of California, Mexico. *Sedimentology*, 53,297-320. doi:10.1111/j.1365-3091.2005.00766.x.
- Hall, S.J., Greenstreet, S.P.R. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Marine Ecology Progress in Series*, 166, 227-229.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x
- Heino, J., Mykrä, H., Hämäläinen, H., Aroviita, J., Muotka, T. 2007. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 52(9), 1846-1861. doi:10.1111/j.13652427.2007.01801.x.
- Heino, J., Soininen, J., Lappalainen, J., Virtanen, R.R. 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnology and Oceanography*, 50, 978-986.
- Hendler, G. 1981. The feeding biology of *Ophioderma brevispinum* (Ophuroidea: Echinodermata). En: Lawrence, M.J., (Eds), *Echinoderms: Proceedings of the International Conference Tampa Bay*. A.A. Balkema/Rotterdam, University of South Florida, Tampa.
- Hendler, G. 1984. The Association of *Ophiothrix lineata* and *Callyspongia vaginalis*: A Brittlestar-Sponge Cleaning Symbiosis? *Marine Ecology*, 5(1), 9-27. doi:10.1111/j.1439-0485.1984.tb00304.x.
- Hendrickx, M.E., Brusca, R.C., Ramírez, R.G. 2002. Biodiversity of Macrocrustaceans in the Gulf of California, Mexico. *Contributions to the Study of East Crustaceans*, 1(871), 349-367.
- Hendrickx, M.E., Brusca, R.C. 2007. Distribución de invertebrados marinos endémicos en el Golfo de California, México. XII Congreso Latino-Americano de Ciencias Do Mar XII COLACMAR, 2005-2008.
- Hernández, L., Ortiz, G.R., Reyes, B.H. 2013. Coral-associated decapods (Crustacea) from the Mexican Tropical Pacific coast. *Zootaxa*, 3609(5), 451-464. doi:10.11646/zootaxa.3609.5.1
- Hernández, L., Reyes, B.H., Balart, E.F. 2010. Efecto del blanqueamiento del coral por baja temperatura en los crustáceos decápodos asociados a arrecifes del suroeste del golfo de California. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 113-119.
- Herrera, E.T., López, P.R.A., Leyte, M.G.E. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 53, 263-273.
- Herrero, P.M.D. 2008. Diversity and abundance of reef macro invertebrates (Mollusca; Echinodermata) in the southern Gulf of California, México. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, Ft. Lauderdale, Florida, 165(26), 7-11.
- Herrero, P.M.D., Reyes, B.H., González, A.A., Cintra, B.C.E., Rojas, S.A. 2008. Aspectos ecológicos de los algunos equinodermos en Bahía de Los Ángeles, B.C. México, En: Danemann G.D., Ezcurra, E. (Eds.),

Bahía de Los Ángeles recursos naturales y comunidad. Línea base 2008. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), PRONATURA Noroeste, México. pp. 339-361.

- Herrero, P.M.D., Ramírez, O.G., Rosales, E.M., Reyes, B.H. 2015. Densidad poblacional y distribución espacial de erizos de mar (Echinodermata: Echinoidea) en la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Revista de Biología Tropical*, 63, 221–232. doi:10.15517/rbt.v63i2.23156
- Hewitt, J.E., Thrush, S.F., Dayton, P.D. 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1), 116-122. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.016.
- Hidalgo, G.R.M., Alvarez, B.S., Zirino, A. 1997. Mixing in the region of the Midriff Islands of the Gulf of California: Effect on surface pCO₂. *Ciencias Marinas*, 23, 317-327.
- Hitt, N.P., Chambers, D.B. 2014. Temporal changes in taxonomic and functional diversity of fish assemblages downstream from mountaintop mining. *Freshwater Science*, 33(3), 915-926. doi:10.1086/676997.
- Hixon, M., Menge, B. 1991. Species diversity: prey refuges modify the interactive effects of predation and competition. *Theoretical Population Biology*, 39(2), 178-200.
- Hochberg, F.G., Lunianski, D.N. 1998. Nemertean collections at the Santa Barbara Museum of Natural History: type specimens and vouchers for Wesley R. Coe's 1940 publication. *Hydrobiologia*, 365(3), 291-300.
- Hoehn, P., Tschardtke, T., Tylianakis, J. M., Steffan, D.I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275, 2283-2291. doi:10.1098/rspb.2008.0405
- Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O., Birnbaum, J.S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34(2), 324-338. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x.
- Hoey, A.S., Bellwood, D.R. 2009. Limited functional redundancy in a high diversity system: Single species dominates key ecological process on coral reefs. *Ecosystems*, 12(8), 1316-1328. doi:10.1007/s10021-009-9291-z.
- Holguin, Q.O., Wright L.H., Solís, M.F. 2000. Asteroidea, Echinoidea y Holothuroidea en fondos someros de la Bahía de Loreto, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 48(4), 749-757.
- Holguin, Q.O.E., González, M.F.J., Solís, M.F., Félix, P.E.F. 2008. Variación espacio-temporal de scleractinia, gorgonacea, gastropoda, bivalvia, cephalopoda, asteroidea, echinoidea y holothuroidea, de fondos someros de la isla san José, Golfo de California. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1189-1199.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. doi:10.1890/04-0922.

- Hubbell, S. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, 19(1), 166-172. doi:10.1111/j.0269-8463.2005.00965.x.
- Izsák, J., Szeidl, L. 2002. Quadratic diversity: Its maximization can reduce the richness of species. *Environmental and Ecological Statistics*, 9(4), 423-430. doi:10.1023/A:1020970824646.
- Jaksic, F.M., Medel, R.G. 1990. Objective recognition of guilds: testing for statistically significant species clusters. *Oecologia*, 82, 87-92.
- Jimenez, H., Dumas, P., Mouillot, D., Bigot, L., Ferraris, J. 2015. Harvesting effects on functional structure and composition of tropical invertebrate assemblages. *Journal of Marine Science*, 73, 420-428. doi:10.1093/icesjms/fsv179.
- Kang, S., Ma, W., Li, F. Y., Zhang, Q., Niu, J., Ding, Y., Han, F., Sun, X. 2015. Functional redundancy instead of species redundancy determines community stability in a typical steppe of inner Mongolia. *PLoS ONE*, 10(12), 1-11. doi:10.1371/journal.pone.0145605.
- Koehl, M.A.R. 1996. When does morphology matter?. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 501-542. doi:10.1146/annurev.ecolsys.27.1.501.
- Krebs, C.J. 1972. *The experimental analysis of distribution and abundance*. Ecology. New York: Harper and Row.
- Laliberte, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. doi:10.1890/08-2244.1.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R. 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99(1), 135-147. doi:10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x
- Lawrence, J.M. 1987. *Functional biology of echinoderms*. Croom Helm.
- Leduc, A., da Silva, E., Rosenfeld, J. 2015. Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage. *Ecological Indicators*, 48, 627-635. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.09.027.
- Lluch, C.S.E., Aragón, N.E.A., Arreguín, S.F., Aurióles, G.D., Bautista, R.J.J., Brusca, R.C., Cervantes, D.R., Cortés, A.R., Del Monte, L.P., Esquivel, H.A., Fernández, G., Hendrickx, M.E., Hernández, V.S., Herrera, C.H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch, B.D., Lluch, C.D.B., López, M.J., Marinone, S.G., Nevárez, M.M.O., Ortega, G.S., Palacios, C.E., Parés, A.S., Ponce, G.D., Ramírez, R.M., Salinas, Z.C.A., Schwartzlose, R.A., Sierra, B.A.P., 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*, 73(1), 1-26. doi:10.1016/j.pocean.2007.01.013.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804-808.
- Loya, S.D.H., Escofet, A. 1990. Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2), 97-115.

- Luna, S.B.M., Reyes, B.H. 2010. Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) en arrecifes rocosos de Loreto, Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 20(2), 127-134.
- Magurran, A.E. 2013. *Ecological diversity and its measurement*. Springer Science and Business Media.
- Mancinelli, G., Fazi, S., Rossi, L. 1998. Sediment structural properties mediating dominant feeding types patterns in soft-bottom macrobenthos of the Northern Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, 367, 211–222. <https://doi.org/10.1023/A:1003292519784>
- Martín, L.B., González, J.A., Díaz, S., Castro, I., García, L.I.M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3), 69-80.
- Mascareñas, O.I., Sánchez, B.G.C., Girón, N.A., Ulate, K. 2016 How many species and groups of invertebrates are in the Gulf of California reefs?. *DataMares*. Interactive Resource. doi:10.13022/M3XW2G.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118. doi:10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.
- McClanahan, T.R., Kamukuru, T., Muthiga, N., Yebio, M.G., Obura, D. 1996. Effect of Sea Urchin Reductions on Algae, Coral, and Fish Populations. *Conservation Biology*, 10(1), 136-154. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10010136.x.
- Meyer, K.S., Sweetman, A.K., Young, C.M., Renaud, P.E. 2015. Environmental factors structuring Arctic megabenthos - a case study from a shelf and two fjords *Frontiers in Marine Science*, 2, 2-15. doi:10.3389/fmars.2015.00022
- Micheli, F., Halpern, B.S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8(4), 391-400. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00731.x.
- Moreno, C.E., Castillo, C.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.
- Morin, P.J. 2011. *Community Ecology*. New Brunswick, New Jersey, USA: Blackwell Publishing Ltd.
- Morrone, J.J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(2), 207-252
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876. doi:10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.
- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, T., Renaud, J., Thuiller, W. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology*, 11(5). doi:10.1371/journal.pbio.1001569.

- Naeem, S., Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390(6659), 507-509. doi.org/10.1038/37348.
- Naeem, S. 2002. Ecosystem Consequences of Biodiversity Loss: The evolution of a paradigm. *Ecology*, 83(6), 1537-1552.
- Naeem, S., Wright, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6), 567-579. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x.
- Olabarria, C., J.L. Carballo, C. Vega. 2001. Spatio-temporal changes in the trophic structure of rocky intertidal mollusc assemblages on a tropical shore. *Ciencias Marinas*. 27(2), 235-254.
- Overton, K.P.B. W.S. 1978. when population of the size of a closed estimation animal among vary probabilities capture. *Biometrika*, 65(3), 625-633.
- Pacheco, A.S., González, M.T., Bremner, J., Oliva, M., Heilmayer, O., Laudien, J., Riascos, J.M. 2011. Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland Marine Research*, 65(3), 413-424. doi:10.1007/s10152-010-0238-8.
- Pacheco, R.I., Zertuche, G.J., Espinoza, A.J., Riosmena, R.R., Galindo, B.L., Galvez, T.A., Meling, L.A.E., Orduña, R.J. 2008. Macroalgas. En: En: Danemann G.D., Ezcurra, E. (Eds.), Bahía de Los Ángeles recursos naturales y comunidad. Línea base 2008. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), PRONATURA Noroeste, México. pp. 181-213.
- Paganelli, D., Marchini, A., Occhipinti, A.A. 2012. Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): A study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96(1), 245-256. doi:10.1016/j.ecss.2011.11.014.
- Palmer, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71, 1195 -1198.
- Pavoine, S., Dolédec, S. 2005. The apportionment of quadratic entropy: A useful alternative for partitioning diversity in ecological data. *Environmental and Ecological Statistics*, 12(2), 125-138. doi:10.1007/s10651-005-1037-2.
- Pearse, J.S., Arch, S.W. 1969. The aggregation behavior of *Diadema* (Echinodermata, Echinoidea). *Micronesia*, 5(1), 165-171.
- Petchey, O.L., Hector, A., Gaston, K.J., Ecology, S., Mar, N. 2004. How Do Different Measures of Functional Diversity Perform?, *Ecology*, 85(3), 847-857. doi:10.1890/03-0226.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741-758. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2007. Dendrograms and Measuring Functional Diversity. *Oikos*, 116(8), 1422-1426.
- Petchey, O.L., O’Gorman, E.J., Flynn, D.F. 2009. A functional guide to functional diversity measures. En: Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. (Eds.), *Biodiversity, ecosystem*

- functioning, and human wellbeing an ecological and economic perspective. Oxford University Press. pp. 49-60.
- Peterson, A.T., Slade, N.A. 1998. Extrapolating inventory results into biodiversity estimates and the importance of stopping rules. *Diversity and Distributions*, 4, 95-105.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Pla, L., Casanoves, F., Di Renzo, J. 2012. *Quantifying functional biodiversity*. New York: Springer.
- Prada, C., Weil, E., Yoshioka, P.M. 2010. Octocoral bleaching during unusual thermal stress. *Coral Reefs*, 29(1), 41-45. doi:10.1007/s00338-009-0547-z.
- Ramírez, O.G., Calderon, A.L.E., Reyes, B.H., Ayala, B.A., Hernández, L., Rivera, M.F.F., López, P.A., Dominici, A.A. 2017. Functional diversity of fish and invertebrates in coral and rocky reefs of the Eastern Tropical Pacific. *Marine Ecology*, 38(4), 1-9. doi:10.1111/maec.12447.
- Ramos, M.J., Mouillot, D., Hernandez, D., Lopez, A., Chi, T., Perez, L. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 304, 1-13. doi:10.3354/meps304001
- Ramsay, K., Kaiser, M.J., Hughes, R.N. 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(1), 73-89. doi:10.1016/S0022-0981(97)00170-6.
- Rao, R.C. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology*, 43, 24-43.
- Rao, R.C. 2010. Quadratic Entropy and Analysis of Diversity. *The Indian Journal of Statistics*, 72(1), 70-80. doi:10.1007/s13171-010-0016-3.
- Reyes, B.H., Calderon, A.L. 1999. Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology*, 20(3-4), 347-357. doi:10.1046/j.1439-0485.1999.2034080.x.
- Reyes, B.H., González, A.A., Rojas S.A. 2005. Estructura de las asociaciones de las estrellas de mar (Asteroidea) en arrecifes rocosos del Golfo De California, México. *Revista de Biología Tropical*, 53(3), 233-244.
- Rice, J., Daan, N., Gislason, H., Pope, J. 2013. Does functional redundancy stabilize fish communities? *ICES Journal of Marine Science*, 70(4), 734-742.
- Ricklefs, R.E., Travis, J. 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. *The Auk* 97, 321-338.
- Ricotta, C. 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology*, 6(5), 479-486. doi:10.1016/j.baae.2005.02.008.

- Riesgo-Ruiz, A.P., 2017. Estructura de la comunidad de estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) de arrecifes rocosos del golfo de California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California Sur (AUBCS). 77pp.
- Ríos, J.E. 2015. Diversidad de Moluscos Marinos en el Pacífico mexicano, CONABIO. *Biodiversitas*, 118, 12-16.
- Riosmena, R.R., Woelkerling, W.J., Foster, M.S. 1999. Taxonomic reassessment of rhodolith-forming species of *Lithophyllum* (Corallinales, Rhodophyta) in the Gulf of California, Mexico. *Phycologia*, 38(5), 401-417. doi:10.2216/i0031-8884-38-5-401.1.
- Roden, G.I. 1964. Oceanographic Aspects of Gulf of California. En: T. H. Van Andel T.H., Shor Jr, G.G. (Eds.), *Marine Geology of the Gulf of California*. AAPG Special Volumes. pp. 30-58.
- Rogers, S.I., Clarke, K.R., Reynolds, J.D., 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. *Journal of Animal Ecology* 68, 769-782.
- Rojas, M.B., Benítez, V.F. 2015. Ecología poblacional de *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) en dos comunidades arrecifales de bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86, 123–130.
- Rojas-Montiel, B. 2014. Diversidad funcional de equinoideos y asteroideos en arrecifes rocosos y coralinos del Pacífico mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 92pp.
- Root, R.B. 1967. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317-350.
- Rosenberg, R. 1995. Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34(4), 303-317. doi:10.1016/0077-7579(95)90040-3.
- Rosenfeld, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156-162. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x.
- Roth, S., Wilson, J.G. 1998. Functional analysis by trophic guilds of macrobenthic community structure in Dublin Bay, Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222(1-2), 195-217. doi:10.1016/S0022-0981(97)00145-7.
- Roy, K., Balch, D.P., Hellberg, M.E. 2001. Spatial patterns of morphological diversity across the Indo-Pacific: analyses using strombid gastropods. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268, 2503-2508. doi:10.1098/rspb.2000.1428.
- Salas, F., Patrício, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Pérez, R.A., Marques, J.C. 2006. Are Taxonomic Distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 817-829. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.06.002.
- Salgado Negret, B. 2015. La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia.

- Salguero, B.M.L., Bonilla, H.R. 2010. Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (Echinodermata: Asteroidea) en arrecifes rocosos de Loreto, Golfo de California, México. *Hidrobiologica*, 20(2), 127-134.
- Salinas, Z.C.A., Lluch, C.D.B., Hernández, V.S., Lluch, B.D. 1992. Anomalías de precipitación en Baja California Sur durante 1990. Posibles causas. *Atmósfera*, 5 79-93.
- Samper, F.J., Carrera, J. 1990. *Geoestadística: aplicaciones a la hidrología subterránea*. CIMNE. Barcelona. Spain.
- Sanders, H.E. 1960. Benthic Studies in Buzzards Bay III. The Structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*, 5(2), 138-153. doi:10.4319/lo.1960.5.2.0138.
- Sandford, F., Kelly, B.M., Brown, C. 1994. The Florida hermit-crab sponge, a little known "mobile" sponge from the NE corner of the Gulf of Mexico, and its hermit crab associations. En: *Proceedings of the IVth International Porifera Congress, Amsterdam, the Netherlands*, p. 273-278.
- Scharff, N., Coddington, J., Griswold, C.E., Hormiga, G., Bjorn, P. 2003. When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *The Journal of Arachnology*, 31, 246-273.
- Scherer-Lornzen, M. 2005. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. En: Barthlott, W., Linsenmair E., Porembski S. (eds.), *Biodiversity: Structure and Function*. Eolss Publishers, Oxford, Reino Unido. pp.321.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3), 469-484. doi:10.1890/08-2225.1.
- Schlösser, I.J. 1982. Trophic Structure, Reproductive Success, and Growth Rates of Fishes in a Natural and Modified Headwater Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(7), 968-978.
- Sokal, R.R., Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. Freeman. New York, 887.
- Solís, M.F.A., Reyes, B.H., Arizpe, C.O., Herrero, P.M.D., Laguarda, F.A. 1997. Sistemática y distribución de los equinodermos de la Bahía de La Paz. *Ciencias Marinas*, 23(2), 249-263
- Solís, M.F.A., Laguarda, F.A., Durán, G.A., Gust, A.C., Torres, V.J. 2005. Equinodermos (Echinodermata) del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 53, 123-137.
- Solís, M.F.A., Arriaga, O.J.A., Laguarda, F.A., Frontana, U.S. C., Durán, G.A. 2009. Holoturoideos (Echinodermata: Holothuroidea) del Golfo de California. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. México.
- Solís, M.F.A., Laguarda, F.A., Honey, E.M. 2014. Biodiversidad de equinodermos (Echinodermata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 441-449. doi:10.7550/rmb.31805.
- Somerfield, P.J., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Dulvy, N.K. 2008. Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1462-1468. doi:10.1093/icesjms/fsn118

- Song, Y., Wang, P., Li, G., y Zhou, D. 2014. Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 34(2), 85-91.
- Sorensen, L.L., Coddington, J.A. Scharff, N. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical forest. *Environmental Entomology*, 31, 319-330.
- Srivastava, D.S., Vellend, M. 2005. Biodiversity-ecosystem function research: is it relevant to conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 267-294.
- Steller, D.L., Riosmena, R.R., Foster, M.S., Roberts, C.A. 2003. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, S5-S20. doi:10.1002/aqc.564.
- Strong, J.A., Andonegi, E., Bizzel, K.C., Danovaro, R., Elliott, M., Franco, A., Garces, E., Little, S., Mazik, K., Moncheva, S., Papadopoulou, N., Patrício, J., Queir, A.M., Smith, Ch., Stefanova, K., Solaun, O. 2015. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for practical monitoring applications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 161, 46-64. doi:10.1016/j.ecss.2015.04.008.
- Tershy, B.R., Breese, D., Alvarez, B.S. 1991. Increase in cetacean and seabird numbers in the Canal de Ballenas during an El Niño-Southern Oscillation event. *Marine Ecology Progress Series*, 69(3), 299-302. doi:10.3354/meps069299.
- Thomson, D. A., Gilligan, M.R. 2000. The rocky-shore fishes of the Gulf of California. *Reef Fishes of the Sea of Cortez*. The University of Texas Press, Austin, TX.
- Thompson, A.A., Mapstone, B.D. 2002. Intra- versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. *Marine Ecology Progress Series*, 232, 247-257.
- Tilman, D., Knops, J.M.H., Wedin, D., Reich, P.B., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302. doi:10.1126/science.277.5330.1300.
- Tilman, D. 2001. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. doi:10.1016/B0-12-226865-2/00132-2.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 2009. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Advancement of science*, 277(5330), 1300-1302. doi:10.1126/science.277.5330.1300.
- Torreblanca, R.C., Flores, G.R., Flores, R.P., García, I.S., Michel, M.J.E., Rosas, A.J.L. 2014. Gasterópodos con potencial económico asociados al intermareal rocoso de la región marina prioritaria 32. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(3), 547-557. doi:10.4067/S0718-19572014000300011.
- Ulate, K., Sánchez, C., Sánchez, R.A., Alonso, D., Aburto, O.O., Huato, S.L. 2016. Latitudinal regionalization of epibenthic macroinvertebrate communities on rocky reefs in the Gulf of California. *Marine Biology Research*, 12(4), 389-401. doi:10.1080/17451000.2016.1143105.

- Viera, M.A.D., González, R.C. 2002. Geoestadística aplicada. Notas de curso. Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA. Cuba.
- Villamor, A., Becerro, M.A. 2012. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. *Journal of Sea Research*, 73, 109-116. doi:10.1016/j.seares.2012.07.002.
- Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301. doi:10.1890/07-1206.1.
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512-1522. doi:10.1890/09-1310.1.
- Villéger, S., Grenouillet, G., Brosse, S. 2014. Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12), 1450-1460. doi:10.1111/geb.12226
- Vinagre, P.A., Veríssimo, H., Pais, C.A.J., Hawkins, S.J., Borja, Á., Marques, J.C., Neto, J.M. 2016. Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 75, 57-72. doi:10.1016/j.ecolind.2016.12.023.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x.
- Wainwright, P.C. 1994. Functional morphology as a tool in ecological research. En: Wainwright, P.C., Reilly, S.M. (Eds.), *Ecological morphology: integrative organismal biology*. University of Chicago Press, Chicago pp. 42-59.
- Waite, R., Allmon, W.D. 2013. Observations on the biology and sclerochronology of *Turritella leucostoma* (Valenciennes, 1832; Cerithioidea: Turritellidae) from the Gulf of California. *American Malacological Bulletin*, 31(2), 297-310. doi:10.4003/006.031.0209.
- Walker, B.W. 1960. The Distribution and Affinities of the Marine Fish Fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology*, 9(3/4), 123. doi:10.2307/2411961.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy Biodiversity and Ecological Redundancy. Wiley for Society for Conservation, Biology, 6(1), 18-23.
- Walker, B.H., Kinzig, A., Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species *Ecosystems*, 2, 95-113.
- Walker, B.H., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2), 1-9. doi:10.1103/PhysRevLett.95.258101.
- Walther, B.A., Martin, J.L. 2001. Species richness estimation of bird communities: how to control for sampling effort? *Ibis*, 143, 413-419.

- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129(1-3), 301-305. doi:10.3354/meps129301.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1998. Taxonomic Distinctness and Environmental Assessment. *Journal of Applied Ecology*, 35(4), 532-543.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 39, 207-231.
- Weaver, W. 1953. Recent contributions to the mathematical theory of communication. *A Review of General Semantics*, 10(4), 261-281.
- Weisse, T., Anderson, R., Arndt, H., Calbet, A., Hansen, P.J., Montagnes, D.J.S. 2016. Functional ecology of aquatic phagotrophic protists - Concepts, limitations, and perspectives. *European Journal of Protistology*, 55, 50-74. doi:10.1016/j.ejop.2016.03.003.
- Wiedmann, M.A., Aschan, M., Certain, G., Dolgov, A., Greenacre, M., Johannesen, E., Planque, B., Primicerio, R. 2014. Functional diversity of the barents sea fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 205-218. doi:10.3354/meps10558.
- Wright, J.P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P.B., Schmid, B., Tilman, D. 2006. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 9(2), 111-120. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00850.x.
- Yamada, K., Hori, M., Nakaoka, M., Hamaguchi, M. 2011. Temporal and spatial variations in functional-trait composition (functional diversity) of macrocrustacean communities in seagrass meadows. En: *New Frontiers in Crustacean Biology*, Brill. pp. 325-340.
- Yamada, K., Tanaka, Y., Era, T., Nakaoka, M. 2014. Environmental and spatial controls of macroinvertebrate functional assemblages in seagrass ecosystems along the Pacific coast of northern Japan. *Global Ecology and Conservation*, 2, 47-61. doi:10.1016/j.gecco.2014.08.003.
- Zajac, R.M., Lewis, R.S., Poppe, L.J., Twichell, D.C., Vozarik, J., DiGiacomo-Cohen, M.L. 2003. Responses of infaunal populations to benthoscape structure and the potential importance of transition zones. *Limnology Oceanographic* 48(2), 829-842.
- Zamorano, P., Leyte, M.G.E. 2005. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino en La Entrega, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar*, 27, 19-28.

Anexos

A. Biomasa de las especies

Tabla 14. Biomasa promedio para las especies de esponjas.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Porifera	Demospongiae	<i>Cliona californiana</i>	1	0.01 m ² *
		<i>Clathria pennata</i>	1	0.01 m ² *
		<i>Acarus erithacus</i>	1	0.01 m ² *
		<i>Aplysina fistularis</i>	1	0.01 m ² *
	Calcarea	<i>Leucandra losangelensis</i>	1	0.01 m ² *

* Organismos medidos por % cobertura. Las biomasa total se calculó multiplicando el peso equivalente a 10 cm² por la cobertura total del organismo ocupado. Número de individuos (n).

Tabla 15. Biomasa promedio para las especies de cnidarios.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Janaria mirabilis</i>	2	8
		<i>Lytocarpus nuttingi</i>	1	0.01 m ² *
		<i>Aglaophenia diegensis</i>	1	0.01 m ² *
	Anthozoa	<i>Pachycerianthus fimbriatus</i>	2	18
		<i>Telmatactis panamensis</i>	5	15
		<i>Alicia beebei</i>	5	8
		<i>Bunodosoma californicum</i>	10	12
		<i>Anthopleura dowii</i>	10	3
		<i>Phialoba sp</i>	5	15
		<i>Aiptasia californica</i>	2	8
		<i>Calliactis polypus</i>	2	10
		<i>Antiparactis sp</i>	1	2
		<i>Leptogorgia alba</i>	30	14
		<i>Eugorgia aurantiaca</i>	20	9
		<i>Muricea californica</i>	25	13
		<i>Antipathes galapagensis</i>	25	8
		<i>Porites panamensis</i>	0.1	0.01 m ² **
		<i>Balanophyllia sp</i>	2	0.01 m ² **
		<i>Tubastraea coccinea</i>	1	2
		<i>Ceratotrochus franciscana</i>	1	25
<i>Palythoa ignota</i>	2	0.01 m ² **		
<i>Ptilosarcus undulatus</i>	7	1		

** En el caso particular para los organismos coloniales de este Phylum como los corales

Tabla 16. Biomasa promedio para la especie *Bugula neritina*.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Bryozoa	Gymnolaemata	<i>Bugula neritina</i>	0.1	0.01 m ² *

* Organismos medidos por % cobertura. La biomasa total se calculó multiplicando el peso equivalente a 10 cm² por la cobertura total del organismo ocupado. Número de individuos (n).

Tabla 17. Biomasa promedio para las especies de planarias.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Platyhelminthes	Rhabditophora	<i>Cryptobiceros bajae</i>	1.45	14
		<i>Thysanozoon californicum</i>	1.87	2

Número de individuos (n).

Tabla 18. Biomasa promedio para las especies de poliquetos.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Annelida	Polychaeta	<i>Hermodice carunculata</i>	1.15	28
		<i>Eurythoe complanata</i>	1.5	5
		<i>Spirobranchus giganteus</i>	1.52	15
		<i>Bispira rugosa</i>	1	45

Número de individuos (n).

Tabla 19. Biomasa promedio para las especies de crustáceos y cirrípedos.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n	
Arthropoda	Malacostraca	<i>Aniculus elegans</i>	5	1	
		<i>Calcinus californiensis</i>	1	120	
		<i>Clibanarius digueti</i>	0.62	320	
		<i>Dardanus sinistripes</i>	0.8	1	
		<i>Petrochirus californiensis</i>	130	1	
		<i>Manucomplanus varians</i>	0.6	8	
		<i>Stenorhynchus debilis</i>	0.8	63	
		<i>Percnon gibbesi</i>	50	1	
		<i>Neaxius vivesi</i>	17.2	12	
		<i>Ala cornuta</i>	1	1	
		<i>Petrolisthes sp</i>	130	12	
		<i>Platypodiella rotundata</i>	4	1	
		<i>Panulirus sp</i>	300	1	
		<i>Callinectes sp</i>	50	1	
		<i>Lysmata californica</i>	0.29	32	
		<i>Alpheus sp</i>	0.58	28	
		Maxillopoda	<i>Balanus sp</i>	2	0.01 cm ² *
			<i>Chthamalus anisopoma</i>	2	0.01 cm ² *

* Organismos medidos por % cobertura. La biomasa total se calculó multiplicando el peso equivalente a 10 cm² por la cobertura total del organismo ocupado. Número de individuos (n).

Tabla 20. Biomasa promedio para las especies de moluscos.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Mollusca	Bivalvia	<i>Panopea globosa</i>	300	1
		<i>Limaria pacifica</i>	0.11	3
		<i>Mytilus sp</i>	1.1	20
		<i>Ostrea sp</i>	109.30	28
		<i>Hyotissa hyotis</i>	40	21
		<i>Pinna rugosa</i>	20	3
		<i>Pinctada mazatlanica</i>	55.63	3
		<i>Pteria sp</i>	9.85	2
		<i>Nodipecten subnodosus</i>	47.626	3
		<i>Spondylus limbatus</i>	165.92	7
		<i>Spondylus crassisquama</i>	160	1
		<i>Tivela planulata</i>	2	3
		<i>Tagelus sp</i>	0.8	2
		Cephalopoda	<i>Octopus sp</i>	384
	Gastropoda	<i>Jenneria pustulata</i>	0.2	8
		<i>Macrocypraea cervinetta</i>	5.19	5
		<i>Cypraea annettae</i>	0.65	23
		<i>Pusula solandri</i>	0.09	19
		<i>Pleuroploca sp</i>	1.5	1
		<i>Hexaplex erythrostomus</i>	12.37	36
		<i>Hexaplex princeps</i>	11.14	30
		<i>Neorapana tuberculata</i>	14.74	47
		<i>Conus sp</i>	29.34	18
		<i>Aplysia californica</i>	58.48	51
		<i>Navanax inermis</i>	28.17	18
		<i>Tambja abdere</i>	2.3	14
		<i>Tambja eliora</i>	1	6
		<i>Hypselodoris agassizii</i>	1	1
		<i>Chromodoris galexorum</i>	1	1
		<i>Dendrodoris krebsii</i>	1	1
		<i>Doriopsilla albopunctata</i>	1	1
		<i>Berthellina engeli</i>	1	1
		<i>Elysia diomedea</i>	3.64	18
<i>Turbo fluctuosus</i>		0.482	59	
<i>Tegula rugosa</i>	0.5	2		
<i>Turritella leucostoma</i>	0.1	3		
<i>Cassis sp</i>	0.2	1		
<i>Chiton goodallii</i>	2.45	3		

Número de individuos (n).

Tabla 21. Biomasa promedio para las especies de equinodermos.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n	
Echinodermata	Asteroidea	<i>Heliaster kubiniji</i>	135	45	
		<i>Echinaster tenuispinus</i>	10.63	46	
		<i>Amphiaster insignis</i>	282.675	7	
		<i>Pharia pyramidata</i>	49.16	40	
		<i>Phataria unifascialis</i>	37.55	43	
		<i>Tamaria stria</i>	100	1	
		<i>Linckia columbiae</i>	8.24	20	
		<i>Pentaceraster cumingi</i>	426.67	48	
		<i>Nidorellia armata</i>	308.81	30	
		<i>Asteropsis carinifera</i>	386.36	22	
		<i>Astropecten armatus</i>	29.55	1	
		Ophiuroidea	<i>Astrocaneum spinosum</i>	93.33	3
			<i>Astrodictyum panamense</i>	102	4
			<i>Ophiocoma aethiops</i>	4.58	20
			<i>Ophiocoma alexandri</i>	4.59	52
			<i>Ophioderma teres</i>	9.74	13
			<i>Ophioderma panamense</i>	14.55	15
		Echinoidea	<i>Eucidaris thouarsii</i>	47.51	38
			<i>Diadema mexicanum</i>	50.20	45
			<i>Centrostephanus coronatus</i>	56	5
			<i>Astropyga pulvinata</i>	50.14	7
			<i>Arbacia stellata</i>	4.01	39
			<i>Toxopneustes roseus</i>	141.75	16
			<i>Tripneustes depressus</i>	106.63	107
			<i>Echinometra vanbrunti</i>	42.39	23
			<i>Clypeaster rotundus</i>	180.2	1
			Holothuroidea	<i>Euapta godeffroyi</i>	10
		<i>Holothuria sp</i>		372.6	27
		<i>Holothuria fuscocinerea</i>		90	1
		<i>Isostichopus fuscus</i>		375	2808
		<i>Cucumaria sp</i>		50	23

Número de individuos (n).

Tabla 22. Biomasa promedio para la especie *Baseodiscus mexicanus*.

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Nemertea	Anopla	<i>Baseodiscus mexicanus</i>	100	1

Número de individuos (n).

Tabla 23. Biomasa promedio para la especie *Ascidia sp.*

Phylum	Clase	Especie	Biomasa promedio (g)	n
Chordata	Ascidiacea	<i>Ascidia sp</i>	20	32

Número de individuos (n).

B. Estructura del ensamble

Tabla 24. Resultados de los índices de la estructura del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	S	J'	H' base e	H' base 2	H' base 10	λ	Sitios	S	J'	H' base e	H' base 2	H' base 10	λ
San Luis Gonzaga 1	24	0.8351	2.6539	3.8288	1.1526	0.0994	Punta Remedio	10	0.8725	2.0091	2.8985	0.8725	0.1613
San Luis Gonzaga Nuevo	24	0.8363	2.6578	3.8344	1.1543	0.1086	Alcatraz	25	0.7705	2.4803	3.5783	1.0772	0.1226
San Luis Gonzaga 3	15	0.7689	2.0822	3.0040	0.9043	0.1646	Cardón Sur	30	0.5622	1.9121	2.7585	0.8304	0.2411
San Luis Gonzaga 4	18	0.8591	2.4830	3.5823	1.0784	0.1057	Coronadito sur	29	0.5440	1.8319	2.6428	0.7956	0.2748
San Luis Gonzaga 5	23	0.6402	2.0075	2.8962	0.8718	0.2549	Tortuga	20	0.4698	1.4074	2.0305	0.6112	0.4135
San Luis Gonzaga 6	22	0.7142	2.2077	3.1850	0.9588	0.2028	Calavera	26	0.6300	2.0527	2.9615	0.8915	0.2078
San Luis Gonzaga 9	16	0.6196	1.7178	2.4782	0.7460	0.3455	Bota norte	29	0.6680	2.2495	3.2453	0.9769	0.1962
San Luis Gonzaga 11	23	0.3673	1.1518	1.6617	0.5002	0.5817	Razito Norte	30	0.7697	2.6180	3.7770	1.1370	0.1304
San Luis Gonzaga 12	24	0.7153	2.2732	3.2795	0.9872	0.1932	Borrego	29	0.6003	2.0215	2.9164	0.8779	0.2351
Calamajué 10	27	0.8400	2.7686	3.9942	1.2024	0.0818	Llave	23	0.5787	1.8145	2.6177	0.7880	0.2879
Calamajué 9	20	0.7413	2.2206	3.2037	0.9644	0.1691	Ventana Norte	34	0.7116	2.5093	3.6202	1.0898	0.1569
Calamajué 7	24	0.7517	2.3888	3.4464	1.0375	0.1405	Cabeza de caballo M.	34	0.6979	2.4611	3.5506	1.0688	0.1539
Calamajué 6	18	0.7974	2.3049	3.3252	1.0010	0.1286	Gemelos 1 Norte	22	0.5090	1.5732	2.2697	0.6832	0.3173
Calamajue 3	26	0.8431	2.7469	3.9629	1.1930	0.0865	Gemelos 2 Sur	29	0.5039	1.6967	2.4478	0.7369	0.2815
Calamajue 2	22	0.8303	2.5665	3.7027	1.1146	0.1048	Punta Herradura	22	0.6798	2.1013	3.0315	0.9126	0.2312
							Quemado Norte	21	0.5500	1.6746	2.4160	0.7273	0.3588

S (Riqueza de especie), J' (índice de equidad de Pielou), H' (Índice de diversidad de Shanon-Wiener base e, 2 y 10), y λ (Índice de dominancia de Simpson).

Tabla 24. Continuación de los resultados de los índices de la estructura del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	S	J'	H' base e	H' base 2	H' base 10	λ	Sitios	S	J'	H' base e	H' base 2	H' base 10	λ
Soldado Norte	20	0.6597	1.9763	2.8512	0.8583	0.2150	San Francisquito 1	30	0.6164	2.0966	3.0247	0.9105	0.1981
Ánimas Norte 2	28	0.5460	1.8195	2.6250	0.7902	0.3232	San Francisquito 2	22	0.6060	1.8731	2.7024	0.8135	0.2431
Garañón	28	0.7858	2.6186	3.7778	1.1372	0.1272	San Francisquito 7	26	0.6867	2.2372	3.2276	0.9716	0.1854
Punta Choros	29	0.6867	2.3125	3.3362	1.0043	0.1641	San Francisquito M. 2	16	0.3538	0.9809	1.4152	0.4260	0.6015
Choros Sur	23	0.6550	2.0538	2.9630	0.8920	0.2026	San Francisquito M.1	16	0.4932	1.3674	1.9727	0.5938	0.3887
San Bernabé	20	0.7406	2.2187	3.2009	0.9636	0.1556	San Francisquito 6	22	0.6747	2.0855	3.0088	0.9057	0.2318
Punta Refugio-Niag	9	0.8240	1.8106	2.6121	0.7863	0.1943	San Francisquito 4	19	0.5864	1.7266	2.4910	0.7499	0.2932
Nido-Niag	24	0.8315	2.6425	3.8123	1.1476	0.0992	San Francisquito 3	26	0.6944	2.2625	3.2641	0.9826	0.1885
Ballenita Norte	20	0.6672	1.9988	2.8837	0.8681	0.2072	San Francisquito 8	29	0.7113	2.3950	3.4553	1.0402	0.1550
Los Machos	24	0.6252	1.9870	2.8666	0.8629	0.2305	San Lorenzo 1	30	0.7814	2.6577	3.8342	1.1542	0.1046
Mancha Blanca	33	0.5896	2.0614	2.9740	0.8953	0.2758	San Lorenzo 2	26	0.7603	2.4772	3.5738	1.0758	0.1633
Ventanita	33	0.7396	2.5862	3.7311	1.1232	0.1349	San Lorenzo 3	25	0.6945	2.2354	3.2249	0.9708	0.1806
Statón	38	0.6796	2.4721	3.5665	1.0736	0.1537	San Lorenzo 4	33	0.7751	2.7103	3.9101	1.1770	0.1080
Punta El Chino	25	0.7222	2.3245	3.3536	1.0095	0.1533	San Lorenzo 5	37	0.8569	3.0943	4.4641	1.3438	0.0650
Punta Víctor	35	0.6619	2.3531	3.3948	1.0219	0.1686	San Lorenzo 6	32	0.8783	3.0440	4.3916	1.3220	0.0666
Punta la loba	27	0.7375	2.4306	3.5066	1.0556	0.1405							

S (Riqueza de especie), J' (índice de equidad de Pielou), H' (Índice de diversidad de Shanon-Wiener base e, 2 y 10), y λ (Índice de dominancia de Simpson).

C. Información taxonómica de las especies

Tabla 25. Clasificación taxonómica de los 123 macroinvertebrados epibentónicos con seis niveles jerárquicos taxonómicos. Las autoridades que se encuentran entre paréntesis son aquellas que han tenido una revisión y modificación de su nombre original, tomadas de la página WoRMS: <http://www.marinespecies.org/>.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Autoridad	
Porifera	Demospongiae	Suberitida	Suberitidae	<i>Cliona</i>	<i>Cliona californiana</i>	(Laubenfels, 1932)	
		Poecilosclerida	Microcionidae	<i>Clathria</i>	<i>Clathria pennata</i>	(Lambe, 1895)	
			Acarnidae	<i>Acarnus</i>	<i>Acarnus erithacus</i>	(Laubenfels, 1927)	
		Calcarea	Verongiida	Aplysinidae	<i>Aplysina</i>	<i>Aplysina fistularis</i>	(Pallas, 1766)
	Leucosolenida		Grantiidae	<i>Leucandra</i>	<i>Leucandra losangelensis</i>	(Laubenfels, 1930)	
Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Hydractiniidae	<i>Janaria</i>	<i>Janaria mirabilis</i>	(Stechow, 1921)	
		Leptothecata	Aglaopheniidae	<i>Lytocarpus</i>	<i>Lytocarpus nuttingi</i>	(Kirchenpauer, 1872)	
	Anthozoa	Spirularia		Cerianthidae	<i>Aglaophenia</i>	<i>Aglaophenia diegensis</i>	(Torrey, 1904)
			<i>Pachycerianthus</i>		<i>Pachycerianthus fimbriatus</i>	(McMurrich, 1910)	
		Actiniaria	Isophelliidae	<i>Telmatactis</i>	<i>Telmatactis panamensis</i>	(Verrill, 1869)	
				Aliciidae	<i>Alicia</i>	<i>Alicia beebei</i>	(Carlgren, 1940)
				Actiniidae	<i>Bunodosoma</i>	<i>Bunodosoma californicum</i>	(Carlgren, 1951)
		<i>Anthopleura</i>	<i>Anthopleura dowii</i>		(Verrill, 1869)		
		<i>Phialoba</i>	<i>Phialoba sp</i>		(Carlgren, 1951)		
		Alcyonacea	Gorgoniidae	Aiptasiidae	<i>Aiptasia</i>	<i>Aiptasia californica</i>	(Carlgren, 1952)
				Hormathiidae	<i>Calliactis</i>	<i>Calliactis polypus</i>	(Forsskål, 1775)
		Antipatharia	Actinostolidae	<i>Antiparactis</i>	<i>Antiparactis sp</i>	(Couthouy in Dana, 1846)	(Duchassaing y Michelotti, 1864)
				<i>Leptogorgia</i>	<i>Leptogorgia alba</i>	(Horn, 1860)	
		Scleractinia	Plexauridae	<i>Eugorgia</i>	<i>Eugorgia aurantiaca</i>	(Aurivillius, 1931)	
				<i>Muricea</i>	<i>Muricea californica</i>	(Deichmann, 1941)	
	Zoantharia	Antipatharia	Antipathidae	<i>Antipathes</i>	<i>Antipathes galapagensis</i>	(Verrill, 1866)	
			Scleractinia	Poritidae	<i>Porites</i>	<i>Porites panamensis</i>	(Verrill, 1864)
	Zoantharia	Dendrophylliidae	<i>Balanophyllia</i>	<i>Balanophyllia sp</i>	(Lesson, 1829)		
			<i>Tubastraea</i>	<i>Tubastraea coccinea</i>	(Durham y Barnard, 1952)		
	Zoantharia	Caryophylliidae	<i>Ceratotrochus</i>	<i>Ceratotrochus franciscana</i>	(Carlgren, 1951)		
Sphenopidae			<i>Palythoa</i>	<i>Palythoa ignota</i>	(Carlgren, 1951)		

		Pennatulacea	Pennatulidae	<i>Ptilosarcus</i>	<i>Ptilosarcus undulatus</i>	(Verrill, 1865)			
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Bugulidae	<i>Bugula</i>	<i>Bugula neritina</i>	(Linnaeus, 1758)			
Platyhelminthes	Rhabditophora	Polycladida	Pseudocerotidae	Cryptobiceros	<i>Cryptobiceros bajae</i>	(Hyman, 1953)			
		Polycladida	Pseudocerotidae	Thysanozoon	<i>Thysanozoon californicum</i>	(Hyman, 1953)			
Nemertea	Anopla	Heteronemertea	Valenciniidae	<i>Baseodiscus</i>	<i>Baseodiscus mexicanus</i>	(Bürger, 1893)			
Annelida	Polychaeta	Amphinomida	Amphinomidae	<i>Hermodice</i>	<i>Hermodice carunculata</i>	(Pallas, 1766)			
				<i>Eurythoe</i>	<i>Eurythoe complanata</i>	(Pallas, 1766)			
		Sabellida	Sabellidae	<i>Spirobranchus</i>	<i>Spirobranchus giganteus</i>	(Pallas, 1766)			
				<i>Bispira</i>	<i>Bispira rugosa</i>	(Moore, 1904)			
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	<i>Aniculus</i>	<i>Aniculus elegans</i>	(Stimpson, 1858)			
				<i>Calcinus</i>	<i>Calcinus californiensis</i>	(Bouvier, 1898)			
				<i>Clibanarius</i>	<i>Clibanarius digueti</i>	(Bouvier, 1898)			
				<i>Dardanus</i>	<i>Dardanus sinistripes</i>	(Stimpson, 1859)			
				<i>Petrochirus</i>	<i>Petrochirus californiensis</i>	(Bouvier, 1895)			
					<i>Manucomplanus</i>	<i>Manucomplanus varians</i>	(Benedict, 1892)		
					<i>Stenorhynchus</i>	<i>Stenorhynchus debilis</i>	(Smith, 1871)		
					<i>Percnon</i>	<i>Percnon gibbesi</i>	(H. Milne Edwards, 1853)		
					<i>Neaxius</i>	<i>Neaxius vivesi</i>	(Bouvier, 1895)		
					<i>Ala</i>	<i>Ala cornuta</i>	(Stimpson, 1860)		
					<i>Petrolisthes</i>	<i>Petrolisthes sp</i>	(Stimpson, 1858)		
					<i>Platypodiella</i>	<i>Platypodiella rotundata</i>	(Stimpson, 1860)		
					<i>Panulirus</i>	<i>Panulirus sp</i>	(Randall, 1984)		
					<i>Callinectes</i>	<i>Callinectes sp</i>	(Stimpson, 1860)		
					<i>Lysmata</i>	<i>Lysmata californica</i>	(Stimpson, 1866)		
					<i>Alpheus</i>	<i>Alpheus sp</i>	(Fabricius, 1798)		
					Maxillopoda	Sessilia	<i>Balanus</i>	<i>Balanus sp</i>	(Costa, 1778)
							<i>Chthamalus</i>	<i>Chthamalus anisopoma</i>	(Pilsbry, 1916)
				Mollusca	Bivalvia	Adapedonta	Hiatellidae	<i>Panopea</i>	<i>Panopea globosa</i>
Limida	Limidae	<i>Limaria</i>	<i>Limaria pacifica</i>			(d'Orbigny, 1846)			
Mytilida	Mytilidae	<i>Mytilus</i>	<i>Mytilus sp</i>			(Conrad, 1837)			
Ostreida	Ostreidae	<i>Ostrea</i>	<i>Ostrea sp</i>			(Linnaeus, 1758)			

		Gryphaeidae	<i>Hytissa</i>	<i>Hytissa hyotis</i>	(Linnaeus, 1758)
		Pinnidae	<i>Pinna</i>	<i>Pinna rugosa</i>	(Sowerby, 1835)
		Pteriidae	<i>Pinctada</i>	<i>Pinctada mazatlanica</i>	(Hanley, 1856)
			<i>Pteria</i>	<i>Pteria sp</i>	(Gould, 1851)
		Pectinidae	<i>Nodipecten</i>	<i>Nodipecten subnodosus</i>	(Sowerby, 1835)
		Spondylidae	<i>Spondylus</i>	<i>Spondylus limbatus</i>	(Sowerby, 1847)
		Spondylidae	<i>Spondylus</i>	<i>Spondylus crassisquama</i>	(Lamarck, 1819)
		Veneridae	<i>Tivela</i>	<i>Tivela planulata</i>	(Broderip y Sowerby 1830)
		Solecurtidae	<i>Tagelus</i>	<i>Tagelus sp</i>	(Conrad, 1837)
Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	<i>Octopus</i>	<i>Octopus sp</i>	(Verril, 1883)
Gastropoda	Littorinimorpha	Ovulidae	<i>Jenneria</i>	<i>Jenneria pustulata</i>	(Lightfoot, 1786)
		Cypraeidae	<i>Macrocypraea</i>	<i>Macrocypraea cervinetta</i>	(Kiener, 1843)
			<i>Cypraea</i>	<i>Cypraea annettae</i>	(Dall, 1909)
		Triviidae	<i>Pusula</i>	<i>Pusula solandri</i>	(Sowerby, 1832)
	Neogastropoda	Fascioliidae	<i>Pleuroploca</i>	<i>Pleuroploca sp</i>	*
		Muricidae	<i>Hexaplex</i>	<i>Hexaplex erythrostomus</i>	(Swainson, 1831)
				<i>Hexaplex princeps</i>	(Broderip, 1833)
			<i>Neorapana</i>	<i>Neorapana tuberculata</i>	(Sowerby, 1835)
		Conoidea	<i>Conus</i>	<i>Conus sp</i>	(Linnaeus, 1758)
	Anaspidea	Aplysiidae	<i>Aplysia</i>	<i>Aplysia californica</i>	(Cooper, 1863)
	Cephalaspidea	Aglajidae	<i>Navanax</i>	<i>Navanax inermis</i>	(Cooper, 1862)
	Nudibranchia	Polyceridae	<i>Tambja</i>	<i>Tambja abdere</i>	(Farmer, 1978)
					<i>Tambja eliora</i>
		Chromodorididae	<i>Hypselodoris</i>	<i>Hypselodoris agassizii</i>	(Bergh, 1894)
			<i>Chromodoris</i>	<i>Chromodoris galexorum</i>	(Bertsch, 1978)
		Dendrodorididae	<i>Dendrodoris</i>	<i>Dendrodoris krebsii</i>	(Mörch, 1863)
			<i>Doriopsilla</i>	<i>Doriopsilla albopunctata</i>	(Cooper, 1863)
	Pleurobranchomorpha	Pleurobranchidae	<i>Berthellina</i>	<i>Berthellina engeli</i>	(Gardiner, 1936)
	Sacoglossa	Plakobanchidae	<i>Elysia</i>	<i>Elysia diomedea</i>	(Bergh, 1894)
	Archaeogastropoda	Turbinidae	<i>Turbo</i>	<i>Turbo fluctuosus</i>	(Wood, 1828)
		Tegulidae	<i>Tegula</i>	<i>Tegula rugosa</i>	(Adams, 1851)
	Caenogastropoda	Turritellidae	<i>Turritella</i>	<i>Turritella leucostoma</i>	(Valenciennes, 1832)

		Littorinimorpha	Cassidae	<i>Cassis</i>	<i>Cassis sp</i>	*
	Polyplacophora	Chitonida	Chitonidae	Chiton	<i>Chiton goodallii</i>	(Sowerby, 1840)
Echinodermata	Asteroidea	Forcipulatida	Heliasteridae	<i>Heliaster</i>	<i>Heliaster kubiniji</i>	(Xantus, 1860)
		Spinulosida	Echinasteridae	<i>Echinaster</i>	<i>Echinaster tenuispinus</i>	(Verrill, 1871)
		Valvatida	Asterodiscididae	<i>Amphiaster</i>	<i>Amphiaster insignis</i>	(Verrill, 1868)
			Ophidiasteridae	<i>Pharia</i>	<i>Pharia pyramidata</i>	(Gray, 1840)
				<i>Phataria</i>	<i>Phataria unifascialis</i>	(Gray, 1840)
				<i>Tamaria</i>	<i>Tamaria stria</i>	(Downey, 1975)
			Oreasteridae	<i>Linckia</i>	<i>Linckia columbiae</i>	(Gray, 1840)
				<i>Pentaceraster</i>	<i>Pentaceraster cumingi</i>	(Gray, 1840)
		<i>Nidorellia</i>		<i>Nidorellia armata</i>	(Gray, 1840)	
		Ophiuroidea	Paxillosida	Asteropseidae	<i>Asteropsis</i>	<i>Asteropsis carinifera</i>
	Astropectinidae			<i>Astropecten</i>	<i>Astropecten armatus</i>	(Gray, 1840)
	Euryalida		Gorgonocephalidae	<i>Astrocanium</i>	<i>Astrocanium spinosum</i>	(Lyman, 1875)
				<i>Astrodictyum</i>	<i>Astrodictyum panamense</i>	(Verrill, 1867)
	Ophiurida		Ophiocomidae	<i>Ophiocoma</i>	<i>Ophiocoma aethiops</i>	Lütken, 1859
				<i>Ophiocoma alexandri</i>	Lyman, 1860	
			Ophiodermatidae	<i>Ophioderma</i>	<i>Ophioderma teres</i>	Lyman, 1860
				<i>Ophioderma panamense</i>	Lütken, 1859	
	Echinoidea	Cidaroida	Cidaridae	<i>Eucidaris</i>	<i>Eucidaris thouarsii</i>	(Agassiz y Desor, 1846)
		Diadematoida	Diadematidae	<i>Diadema</i>	<i>Diadema mexicanum</i>	(Agassiz, 1863)
				<i>Centrostephanus</i>	<i>Centrostephanus coronatus</i>	(Verrill, 1867)
				<i>Astropyga</i>	<i>Astropyga pulvinata</i>	(Lamarck, 1816)
		Arbacioida	Arbaciidae	<i>Arbacia</i>	<i>Arbacia stellata</i>	(Blainville, 1825)
		Camarodonta	Toxopneustidae	<i>Toxopneustes</i>	<i>Toxopneustes roseus</i>	(Agassiz, 1863)
<i>Tripneustes</i>	<i>Tripneustes depressus</i>			(Agassiz, 1863)		
<i>Echinometra</i>	<i>Echinometra vanbrunti</i>			(Agassiz, 1863)		
Clypeasteroida	Clypeasteridae		<i>Clypeaster</i>	<i>Clypeaster rotundus</i>	(Agassiz, 1863)	
Holothuroidea	Apodida		Synaptidae	<i>Euapta</i>	<i>Euapta godeffroyi</i>	(Semper, 1868)
	Aspidochirotida		Holothuriidae	<i>Holothuria</i>	<i>Holothuria sp</i>	(Linnaeus, 1767)
<i>Isostichopus</i>		<i>Holothuria fuscocinerea</i>		(Jaeger, 1833)		
			<i>Isostichopus fuscus</i>	(Ludwig, 1875)		

		Dendrochirotida	Cucumariidae	<i>Cucumaria</i>	<i>Cucumaria sp</i>	(de Blainville, 1830)
Chordata	Ascidiacea	Phlebobranchia	Ascidiidae	<i>Ascidia</i>	<i>Ascidia sp</i>	Linnaeus, 1767

* En algunos casos el dominio no se contempló debido a que no se encontraba disponible para el género de dicho individuo y entre las especies que compartía dicho género, mostraba diferentes autores.

D. Distinción taxonómica

Tabla 26. Resultados de los índices de la distinción taxonómica para los 62 sitios de estudio.

Sitios	Zona	Código	Δ	Δ^*	$\Delta+$	$\Lambda+$	Sitios	Zona	Código	Δ	Δ^*	$\Delta+$	$\Lambda+$
San Luis Gonzaga 1	Norte	1	85.38	93.65	95.47	153.60	Punta Remedio	Centro 1	16	79.49	88.59	89.26	211.80
San Luis Gonzaga Nuevo	Norte	2	86.45	95.41	95.71	119.50	Alcatraz	Centro 1	17	83.50	94.49	95.72	99.29
San Luis Gonzaga 3	Norte	3	79.74	93.92	96.83	79.87	Cardón Sur	Centro 1	18	60.86	79.98	94.60	141.31
San Luis Gonzaga 4	Norte	4	87.62	95.80	96.73	101.88	Coronadito sur	Centro 1	19	58.57	80.52	96.43	78.24
San Luis Gonzaga 5	Norte	5	73.70	97.97	95.65	147.98	Tortuga	Centro 1	20	47.13	80.04	90.88	191.63
San Luis Gonzaga 6	Norte	6	78.18	97.31	95.02	125.53	Calavera	Centro 1	21	66.67	83.90	95.28	121.33
San Luis Gonzaga 9	Norte	7	64.22	96.49	95.69	122.67	Bota norte	Centro 1	22	67.98	84.30	93.60	136.88
San Luis Gonzaga 11	Norte	8	41.09	97.98	95.39	130.25	Razito Norte	Centro 1	23	82.47	94.13	95.71	114.41
San Luis Gonzaga 12	Norte	9	75.91	93.25	95.95	101.38	Borrogo	Centro 1	24	65.98	85.99	93.23	149.11
Calamajué 10	Norte	10	89.81	96.33	96.06	119.80	Llave	Centro 1	25	57.10	79.78	92.62	162.95
Calamajué 9	Norte	11	81.01	96.26	96.58	95.02	Ventana Norte	Centro 1	26	78.99	93.29	95.37	102.31
Calamajué 7	Norte	12	82.71	95.22	95.29	144.88	Cabeza de caballo M.	Centro 1	27	71.17	83.70	93.37	180.41
Calamajué 6	Norte	13	83.30	93.52	93.03	172.89	Gemelos 1 Norte	Centro 1	28	53.24	77.75	93.87	158.40
Calamajue 3	Norte	14	86.16	93.34	94.46	174.45	Gemelos 2 Sur	Centro 1	29	54.08	75.10	93.31	183.06
Calamajue 2	Norte	15	86.62	95.75	95.67	130.37	Punta Herradura	Centro 1	30	67.83	87.52	94.16	142.61
							Quemado Norte	Centro 1	31	53.55	83.10	91.43	228.12

Código (números para la identificación de los sitios en las gráficas de funnel)

Tabla 26. Continuación de los resultados de los índices de la distinción taxonómica para los 62 sitios de estudio.

Sitios	Zona	Código	Δ	Δ^*	$\Delta+$	$\Delta+$	Sitios	Zona	ID	Δ	Δ^*	$\Delta+$	$\Delta+$
Soldado Norte	Centro 2	32	65.95	83.78	93.95	157.81	San Francisquito 1	Sur	48	72.37	89.97	96.13	86.56
Ánimas Norte 2	Centro 2	33	54.04	79.55	94.22	139.33	San Francisquito 2	Sur	49	62.29	81.79	95.17	112.51
Garañón	Centro 2	34	80.28	91.01	95.33	100.14	San Francisquito 7	Sur	50	70.14	85.73	94.56	149.94
Punta Choros	Centro 2	35	75.10	89.45	94.01	150.18	San Francisquito M. 2	Sur	51	39.56	98.72	96.53	92.11
Choros Sur	Centro 2	36	69.48	86.53	92.82	184.50	San Francisquito M. 1	Sur	52	60.86	98.56	96.39	107.33
San Bernabé	Centro 2	37	80.48	94.59	91.93	221.42	San Francisquito 6	Sur	53	66.56	86.20	93.58	161.99
Punta Refugio-Niag	Centro 2	38	75.35	89.63	88.89	246.91	San Francisquito 4	Sur	54	58.10	81.65	91.52	192.88
Nido-Niag	Centro 2	39	79.07	86.92	93.90	142.95	San Francisquito 3	Sur	55	71.49	87.58	93.38	170.77
Ballenita Norte	Centro 2	40	68.44	85.83	93.16	160.79	San Francisquito 8	Sur	56	76.07	89.60	95.11	141.02
Los Machos	Centro 2	41	69.92	90.56	92.51	199.57	San Lorenzo 1	Sur	57	82.96	92.03	95.63	121.41
Mancha Blanca	Centro 2	42	62.99	86.41	94.44	154.32	San Lorenzo 2	Sur	58	77.70	91.90	94.05	178.29
Ventanita	Centro 2	43	78.57	90.15	94.26	155.34	San Lorenzo 3	Sur	59	75.35	90.97	95.94	114.11
Statón	Centro 2	44	74.86	88.18	95.35	124.61	San Lorenzo 4	Sur	60	84.60	94.30	94.92	133.58
Punta El Chino	Centro 2	45	77.79	91.11	94.94	134.63	San Lorenzo 5	Sur	61	89.38	94.94	95.72	111.40
Punta Víctor	Centro 2	46	73.30	87.89	95.38	120.10	San Lorenzo 6	Sur	62	90.51	95.63	95.60	129.03
Punta la loba	Centro 2	47	78.58	90.75	94.68	117.33							

Código (números para la identificación de los sitios en las gráficas de funnel).

E. Rasgos funcionales y grupos funcionales

Tabla 27. Grupos funcionales y rasgos funcionales de las especies de macroinvertebrados epibentónicos. L<2(Longevidad <2 años), L2-5(Longevidad 2 a 5 años), L>5(Longevidad >5 años), PDEP(Plano-deprimido), PCOMP(Plano-comprimido), VER(Vermiforme), GLON(Globoso), MONT(Montículo), OVA(Elíptico/Ovalado), CON(Cono), CIL(Cilíndrico), HERV(Herbívoro), CAR(Carnívoro), FIL(Filtrador-Suspensívoro), DENT(Detritívoro), P(Planctónico), CORAL(Coralívoro), CARRO(Carroñero), S(Sésil), NAD(Nadador), GAT(Gatear), EXCA(Excavador), CAMI(Caminar), ARRA(Arrastrarse), SOLI(Solitario), Gregario(GREG), COL(Colonial), NIN(Ninguno), BAJ(Bajo), MED(Medio) y ALT(Alto).

GF	Especies	Rasgos Funcionales
A	<i>Ptilosarcus undulatus</i>	L>5, RSA, LC, PCOMP, CIL, P, S, GRE, COL, NIN
	<i>Leptogorgia alba</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Antipathes galapagensis</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Muricea californica</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Eugorgia aurantiaca</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Lytocarpus nuttingi</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Aglaophenia diegensis</i>	L>5, RSA, LP, PCOMP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Tubastraea coccinea</i>	L>5, RSA, LP, CIL, P, S, GRE, COL, NIN
	<i>Palythoa ignota</i>	L>5, RSA, LP, CIL, P, S, GRE, COL, NIN
	<i>Porites panamensis</i>	L>5, RSA, LP, CIL, P, S, COL, NIN
	<i>Janaria mirabilis</i>	L>5, RSA, LP, CIL, P, S, COL, NIN
B	<i>Pachycerianthus fimbriatus</i>	L>5, RS, LP, CIL, CARN, P, S, ES, SOLI, NIN
	<i>Alicia beebei</i>	L>5, RS, LP, CIL, CARN, P, S, SOLIT, NIN
	<i>Bunodosoma californica</i>	L>5, RS, LP, CIL, CARN, P, S, SOLIT, NIN
	<i>Antiparactis sp</i>	L>5, RS, LP, CIL, CARN, P, S, GRE, NIN
	<i>Balanophyllia sp</i>	L>5, RS, LP, CIL, P, S, GRE, NIN
	<i>Ceratotrochus franciscana</i>	L>5, RS, LP, CIL, P, S, GRE, NIN
	<i>Telmatactis panamensis</i>	L>5, RSA, LP, CIL, CARN, P, S, ARR, SOL, GREG, NIN, BAJ
	<i>Aiptasia californica</i>	L>5, RSA, LP, CIL, CARN, P, S, ARR, SOL, GREG, NIN, BAJ
	<i>Phialoba sp</i>	L>5, RSA, LP, PDEP, CIL, CARN, P, S, SOLIT, NIN
	<i>Calliactis polypus</i>	L>5, RS, LP, CIL, CARN, P, S, SOLIT, GREG, NIN
	<i>Anthopleura dowii</i>	L>5, RSA, LP, CIL, CARN, P, S, SOLIT, NIN
C	<i>Nodipecten subnodosus</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, GLOB, CON, FIL, NAD, SOLI, GREG, ALT
	<i>Limaria pacifica</i>	L>5, RS, LP, PCOMP, GLOB, OVA, FIL, NAD, GREG, ALT,
D	<i>Spirobranchus giganteus</i>	L>5, RS, LP, PDEP, VER, FIL, S, GREG, NIN, ALT
	<i>Bispira rugosa monterea</i>	L>5, RSA, LP, PDEP, VER, FIL, S, GREG, NIN, ALT
E	<i>Acarus erithacus</i>	L>5, RS, LP, PDEP, MONT, CIL, FIL, S, COL, NIN
	<i>Cliona californiana</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, MONT, CIL, FIL, S, COL, NIN
	<i>Clathria pennata</i>	L>5, RS, LP, PDEP, MONT, CIL, FIL, S, COL, NIN
	<i>Aplysina fistularis</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, MONT, CIL, FIL, S, COL, NIN
	<i>Leucandra losangelensis</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, MONT, CIL, FIL, S, COL, NIN
	<i>Ascidia sp</i>	L>5, RS, LP, GLOB, MONT, CIL, FIL, S, GREG, NIN
F	<i>Balanus sp</i>	L>5, RS, LP, PDEP, MONT, OVA, FIL, S, GREG, NIN
	<i>Chthamalus anisopoma</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, MONT, OVA, FIL, S, GREG, NIN
	<i>Panopea globosa</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, MONT, FIL, S, GREG, NIN
	<i>Mytilus sp</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, MONT, FIL, S, GREG, NIN
	<i>Pinna ruugosa</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, FIL, S, GREG, SOLIT, NIN

GF	Especies	Rasgos Funcionales
F	<i>Pteria sp</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, FIL, S, GREG, SOLIT, NIN
	<i>Pinctada mazatlanica</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FILT, DENT, S, GREG, SOLIT, NIN
	<i>Spondylus limbatus</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FILT, DENT, S, GREG, SOLIT, NIN
	<i>Spondylus crassisquama</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FILT, S, GREG, SOLIT, NIN
	<i>Hytissa hyotis</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FILT, S, GREG, NIN
	<i>Ostrea sp</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FILT, S, GREG, NIN
G	<i>Centrostephanus coronatus</i>	L>5, RS, LP, GLOB, OMN, GATE, S, GREG, BAJ
	<i>Echinometra vanbrunti</i>	L>5, RS, LP, GLOB, HERV, GATE, S, GREG, BAJ
	<i>Astropyga pulvinata</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, HERV, GATE, GREG, BAJ
	<i>Toxopneustes roseus</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, HERV, GATE, S, GREG, BAJ
	<i>Tripneustes depressus</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, HERV, GATE, S, GREG, BAJ
	<i>Eucidaris thouarsii</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, OMN, CORAL, GATE, S, BAJ
	<i>Diadema mexicanum</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, OMN, GATE, GREG, BAJ
<i>Arbacia stellata</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, OMN, GATE, GREG, BAJ	
H	<i>Clypeaster rotundus</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OVA, CARN, DENT, EXC, ARRA, S, GREG, BAJ
	<i>Tagelus sp</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, FIL, EXC, S, GREG, BAJ
	<i>Tivela planulata</i>	L>5, RS, LP, PDEP, GLOB, OVA, DENT, EXC, S, GRE, BAJ
I	<i>Linckia columbiae</i>	L>5, RSA, LP, PDEP, DENT, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Astropecten armatus</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, DENT, CARN, CARRO, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Asteropsis carinifera</i>	L>5, RS, LP, PDEP, DENT, CARRO, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Phataria unifascialis</i>	L>5, RS, LP, PDEP, HERV, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Pentaceraster cumingi</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OMN, DENT, GAT, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Tamaria stria</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OMN, DENT, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Pharia pyramidata</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OMN, CORAL, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Nidorellia armata</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OMN, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Amphiaster insignis</i>	L>5, RS, LP, PDEP, OMN, GAT, SOLI, BAJ
	<i>Echinaster tenuispinus</i>	L>5, RS, LC, PDEP, CARN, GAT, SOLI, BAJ
<i>Heliaster kubiniji</i>	L>5, RS, LP, PDEP, CARN, GAT, SOLI, GREG, BAJ	
Ñ	<i>Turritella leucostoma</i>	L2-5, RS, LP, CON, DENT, EXC, ARRA, GREG, BAJ
L	<i>Baseodiscus mexicanus</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, CARN, GAT, ARRA, SOLI, MED
M	<i>Aplysia californica</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, GLOB, MONT, HERV, ARRA, GREG, BAJ
	<i>Elysia diomedea</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, GLOB, MONT, HERV, ARRA, GREG, BAJ
N	<i>Chromodoris galexorum</i>	L<2, RS, LP, VERM, GLOB, OVA, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Hypselodoris agassizii</i>	L<2, RS, LP, VERM, GLOB, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Navanax inermis</i>	L<2, RS, LP, VERM, GLOB, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Tambja abdere</i>	L<2, RS, LP, VERM, GLOB, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Tambja eliora</i>	L<2, RS, LP, VERM, GLOB, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Thysanozoon californicum</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, MONT, OVA, CARN, NAD, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Cryptobiceros bajae</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, MONT, OVA, CARN, NAD, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Berthellina ilisima</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, MONT, OVA, CARN, ARRA, GREG, BAJ
	<i>Dendrodoris krebssii</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, MONT, OVA, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Doriopsilla albopunctata</i>	L<2, RS, LP, PDEP, VERM, MONT, OVA, CARN, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
J	<i>Isostichopus fuscus</i>	L>5, RS, LP, VERM, CIL, DENT, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Holothuria sp</i>	L>5, RS, LP, VERM, CIL, DENT, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Cucumaria sp</i>	L>5, RS, LP, VERM, CIL, FIL, DENT, ARRA, SOLI, GREG, BAJ

GF	Especies	Rasgos Funcionales
J	<i>Holothuria fuscocinerea</i>	L>5, RS, LP, VERM, CIL, DENT, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Euapta godeffroyi</i>	L>5, RS, LP, VERM, CIL, DENT, ARRA, SOLI, BAJ
K	<i>Tegula rugosa</i>	L>5, RS, LP, GLO, CON, HERV, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Turbo fluctuosus</i>	L>5, RS, LP, GLO, CON, HERV, ARRA, GREG, BAJ
	<i>Pleuroploca sp</i>	L2-5, RS, LP, CON, DENT, EXC, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Conus sp</i>	L>5, RS, LP, CON, CAR, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Neorapana tuberculata</i>	L>5, RS, LP, GLOB, CAR, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Cassis sp</i>	L>5, RS, LP, GLOB, CON, CAR, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Hexaplex erythrostomus</i>	L>5, RS, LP, GLOB, CON, CAR, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
O	<i>Hexaplex princeps</i>	L>5, RS, LP, GLOB, CON, CAR, ARRA, SOLI, GREG, BAJ
	<i>Jenneria pustulata</i>	L2-5, RS, LP, MONT, OVA, CAR, CORAL, ARRA, GREG, BAJ
	<i>Pusula solandri</i>	L2-5, RS, LP, MONT, OVA, CAR, ARRA, SOLI, BAJ
	<i>Macrocyprea cervinetta</i>	L2-5, RS, LP, MONT, OVA, CAR, ARRA, GREG, BAJ
P	<i>Cypreaa annettae</i>	L2-5, RS, LP, MONT, OVA, CAR, ARRA, GREG, BAJ
	<i>Eurythoe complanata</i>	L<2, RSA, LP, PDEP, VERM, OMN, GAT, GREG, MED
Q	<i>Hermodice carunculata</i>	L<2, RSA, LP, PDEP, VERM, OMN, GAT, GREG, MED
	<i>Astrocaneum spinosum</i>	L>5, RS, LP, PDEP, FIL, P, ARRA, SOLI, GREG, MED
R	<i>Astrodictyum panamense</i>	L>5, RS, LP, PDEP, FIL, P, ARRA, SOLI, GREG, MED
	<i>Ophioderma panamense</i>	L2-5, RS, LC, PDEP, OMN, FIL, DENT, ARRA, GREG, MED
	<i>Ophiocoma aethiops</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, OMN, FIL, DENT, CARRO, ARRA, GREG, MED
	<i>Ophiocoma alexandri</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, OMN, FIL, DENT, CARRO, ARRA, GREG, MED
S	<i>Ophioderma teres</i>	L2-5, RS, LC, PDEP, OMN, FIL, DENT, ARRA, GREG, MED
	<i>Stenorhynchus debilis</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, CON, OMN, NAD, CAMI, SOLI, MED
	<i>Platypodiella rotundata</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, OMN, NAD, CAMI, SOLI, ALT
T	<i>Ala cornuta</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, OMN, NAD, CAMI, SOLI, MED
	<i>Octopus sp</i>	L2-5, RS, LP, GLOB, CAR, NAD, SOLI, ALT
U	<i>Callinectes sp</i>	L2-5, RS, LP, PDEP, CAR, NAD, CAMI, EXC, SOLI, ALT
	<i>Neaxius vivesi</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, CIL, FIL, DENT, CARRO, EXC, CAMI, SOLI, ALT
V	<i>Alpheus sp</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, CIL, OMN, FIL, DENT, NAD, EXC, CAMI, SOLI, ALT
	<i>Clibanarius digueti</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, FIL, DENT, CARRO, CAMI, GREG, ALT
	<i>Calcinus californiensis</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, OMN, FIL, DENT, CARRO, CORAL, CAMI, GREG, ALT
	<i>Petrochirus californiensis</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, OMN, DENT, CARRO, CAMI, GREG, ALT
	<i>Aniculus elegans</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, OMN, DE NT, CARRO, CORAL, CAMI, GREG, ALT
W	<i>Dardanus sinistripes</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, OMN, DENT, CARRO, CAMI, GREG, ALT
	<i>Manucomplanus varians</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, OMN, FIL, DENT, CARRO, CAMI, GREG, ALT
	<i>Petrolisthes sp</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, OMN, FIL, DENT, CAMI, GREG, ALT
W	<i>Lysmata californica</i>	L2-5, RS, LP, PCOMP, VER, CIL, OMN, NAD, CAMI, GREG, ALT
	<i>Percnon gibbesi</i>	L>5, RS, LP, PCOMP, OMN, NAD, CAMI, GREG, ALT
	<i>Panulirus sp</i>	L>5, RS, LP, PDEP, PCOMP, VER, CIL, OMN, DENT, CARRO, NAD, CAMI, GREG, ALT

F. Diversidad de la estructura funcional

Tabla 28. Resultados de los índices de la estructura funcional (grupos funcionales) del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	S GF	J' GF	H' GF base e	H' GF base 2	H' GF base 10	λ GF	Sitios	S GF	J' GF	H' GF base e	H' GF base 2	H' GF base 10	λ GF
San Luis Gonzaga 1	13	0.62	1.60	2.31	0.7	0.28	Punta Remedio	6	0.63	1.13	1.63	0.5	0.35
San Luis Gonzaga Nuevo	15	0.63	1.71	2.47	0.7	0.25	Alcatraz	14	0.51	1.36	1.95	0.6	0.36
San Luis Gonzaga 3	11	0.77	1.85	2.67	0.8	0.18	Cardón Sur	14	0.29	0.76	1.09	0.3	0.60
San Luis Gonzaga 4	11	0.75	1.80	2.60	0.8	0.21	Coronadito sur	16	0.29	0.81	1.17	0.4	0.62
San Luis Gonzaga 5	12	0.55	1.36	1.96	0.6	0.31	Tortuga	11	0.26	0.62	0.90	0.3	0.66
San Luis Gonzaga 6	12	0.52	1.30	1.88	0.6	0.38	Calavera	14	0.25	0.65	0.94	0.3	0.71
San Luis Gonzaga 9	11	0.68	1.62	2.34	0.7	0.25	Bota norte	13	0.43	1.11	1.60	0.5	0.40
San Luis Gonzaga 11	12	0.62	1.55	2.23	0.7	0.28	Razito Norte	16	0.57	1.58	2.27	0.7	0.24
San Luis Gonzaga 12	12	0.32	0.79	1.15	0.3	0.61	Borrego	14	0.35	0.93	1.35	0.4	0.52
Calamajué 10	13	0.69	1.76	2.54	0.8	0.20	Llave	9	0.40	0.87	1.26	0.4	0.54
Calamajué 9	13	0.68	1.75	2.53	0.8	0.21	Ventana Norte	16	0.49	1.36	1.96	0.6	0.32
Calamajué 7	13	0.50	1.29	1.86	0.6	0.35	Cabeza de caballo M.	15	0.36	0.98	1.41	0.4	0.48
Calamajué 6	10	0.47	1.08	1.56	0.5	0.38	Gemelos 1 Norte	11	0.20	0.49	0.70	0.2	0.76
Calamajue 3	14	0.48	1.26	1.82	0.5	0.39	Gemelos 2 Sur	13	0.29	0.73	1.06	0.3	0.59
Calamajue 2	12	0.45	1.13	1.63	0.5	0.45	Punta Herradura	13	0.43	1.11	1.60	0.5	0.39
							Quemado Norte	8	0.49	1.03	1.48	0.4	0.41

GF (grupos funcionales)

Tabla 28. Continuación de los resultados para los índices de la estructura funcional (grupos funcionales) del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	S _{GF}	J' _{GF}	H' _{GF} base e	H' _{GF} base 2	H' _{GF} base 10	λ _{GF}	Sitios	S _{GF}	J' _{GF}	H' _{GF} base e	H' _{GF} base 2	H' _{GF} base 10	λ _{GF}
Soldado Norte	11	0.33	0.80	1.15	0.3	0.59	San Francisquito 1	15	0.32	0.86	1.24	0.4	0.63
Ánimas Norte 2	13	0.26	0.66	0.96	0.3	0.68	San Francisquito 2	13	0.27	0.70	1.01	0.3	0.63
Garañón	14	0.51	1.36	1.96	0.6	0.31	San Francisquito 7	13	0.34	0.88	1.27	0.4	0.57
Punta Choros	14	0.40	1.07	1.54	0.5	0.52	San Francisquito M. 2	9	0.72	1.58	2.28	0.7	0.25
Choros Sur	13	0.46	1.17	1.69	0.5	0.44	San Francisquito M.1	9	0.71	1.57	2.26	0.7	0.24
San Bernabé	7	0.74	1.44	2.07	0.6	0.28	San Francisquito 6	11	0.43	1.02	1.48	0.4	0.44
Punta Refugio-Niag	6	0.68	1.22	1.76	0.5	0.32	San Francisquito 4	11	0.43	1.03	1.48	0.4	0.50
Nido-Niag	13	0.43	1.10	1.59	0.5	0.48	San Francisquito 3	13	0.42	1.09	1.57	0.5	0.49
Ballenita Norte	9	0.30	0.65	0.94	0.3	0.70	San Francisquito 8	16	0.54	1.49	2.15	0.6	0.33
Los Machos	12	0.38	0.94	1.36	0.4	0.52	San Lorenzo 1	14	0.63	1.67	2.42	0.7	0.25
Mancha Blanca	15	0.39	1.05	1.52	0.5	0.51	San Lorenzo 2	13	0.54	1.39	2.00	0.6	0.31
Ventanita	12	0.47	1.16	1.68	0.5	0.41	San Lorenzo 3	12	0.44	1.10	1.59	0.5	0.52
Statón	16	0.47	1.31	1.89	0.6	0.40	San Lorenzo 4	15	0.59	1.59	2.29	0.7	0.30
Punta El Chino	13	0.50	1.28	1.85	0.6	0.44	San Lorenzo 5	15	0.55	1.50	2.17	0.7	0.30
Punta Víctor	17	0.34	0.97	1.40	0.4	0.53	San Lorenzo 6	13	0.70	1.79	2.59	0.8	0.22
Punta la loba	15	0.48	1.31	1.89	0.6	0.40							

GF (grupos funcionales)

G. Diversidad funcional

Tabla 29. Resultados de los índices funcionales del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	FD _Q Jaccard	FD _Q Euclidiana	FEve	FDiv	Sitios	FD _Q Jaccard	FD _Q Euclidiana	FEve	FDiv
San Luis Gonzaga 1	0.250	3.69	0.37	0.92	Punta Remedio	0.230	2.93	0.27	0.88
San Luis Gonzaga Nuevo	0.270	4.01	0.48	0.88	Alcatraz	0.250	3.56	0.39	0.93
San Luis Gonzaga 3	0.290	4.46	0.25	0.93	Cardón Sur	0.200	2.59	0.33	0.94
San Luis Gonzaga 4	0.290	4.63	0.15	0.91	Coronadito sur	0.190	2.36	0.31	0.87
San Luis Gonzaga 5	0.240	3.74	0.14	0.86	Tortuga	0.140	1.69	0.29	0.76
San Luis Gonzaga 6	0.250	3.71	0.19	0.84	Calavera	0.150	1.78	0.36	0.82
San Luis Gonzaga 9	0.270	3.74	0.30	0.85	Bota norte	0.220	2.97	0.38	0.86
San Luis Gonzaga 11	0.250	3.3	0.48	0.80	Razito Norte	0.290	3.97	0.34	0.88
San Luis Gonzaga 12	0.160	2.52	0.21	0.85	Borrego	0.200	2.71	0.09	0.83
Calamajué 10	0.300	4.67	0.15	0.90	Llave	0.190	2.5	0.27	0.92
Calamajué 9	0.290	4.27	0.35	0.89	Ventana Norte	0.240	3.35	0.13	0.85
Calamajué 7	0.260	3.76	0.13	0.81	Cabeza de caballo M.	0.160	2.08	0.24	0.79
Calamajué 6	0.210	2.71	0.14	0.76	Gemelos 1 Norte	0.140	1.79	0.31	0.92
Calamajue 3	0.220	3.05	0.34	0.74	Gemelos 2 Sur	0.190	2.44	0.21	0.88
Calamajue 2	0.190	2.45	0.20	0.76	Punta Herradura	0.270	4.09	0.27	0.95
					Quemado Norte	0.300	4.74	0.24	0.98

FD_Q (índice de entropía cuadrática de Rao), FEve (índice de equidad funcional), FDiv (índice de divergencia funcional).

Tabla 29. Continuación de los resultados para de los índices funcionales del ensamble para los 62 sitios de estudio.

Sitios	FD _Q Jaccard	FD _Q Euclidiana	FEve	FDiv	Sitios	FD _Q Jaccard	FD _Q Euclidiana	FEve	FDiv
Soldado Norte	0.180	2.34	0.33	0.87	San Francisquito 1	0.180	2.39	0.23	0.95
Ánimas Norte 2	0.160	2.02	0.17	0.93	San Francisquito 2	0.150	1.74	0.23	0.85
Garanón	0.240	3.26	0.11	0.89	San Francisquito 7	0.190	2.35	0.21	0.91
Punta Choros	0.210	2.93	0.21	0.93	San Francisquito M. 2	0.270	4.42	0.45	0.94
Choros Sur	0.230	3.1	0.30	0.89	San Francisquito M. 1	0.260	3.79	0.45	0.99
San Bernabé	0.270	3.89	0.09	0.86	San Francisquito 6	0.220	2.94	0.30	0.92
Punta Refugio-Niag	0.250	3.26	0.30	0.87	San Francisquito 4	0.210	2.63	0.21	0.91
Nido-Niag	0.220	2.95	0.29	0.84	San Francisquito 3	0.210	2.94	0.31	0.91
Ballenita Norte	0.160	2.07	0.20	0.90	San Francisquito 8	0.260	3.59	0.27	0.82
Los Machos	0.180	2.31	0.20	0.88	San Lorenzo 1	0.280	3.96	0.21	0.85
Mancha Blanca	0.200	2.57	0.38	0.76	San Lorenzo 2	0.280	4.27	0.34	0.95
Ventanita	0.230	2.99	0.32	0.84	San Lorenzo 3	0.220	3.07	0.18	0.87
Statón	0.230	3.3	0.19	0.89	San Lorenzo 4	0.250	3.5	0.40	0.90
Punta El Chino	0.240	3.05	0.35	0.94	San Lorenzo 5	0.270	3.92	0.36	0.85
Punta Víctor	0.200	2.58	0.30	0.90	San Lorenzo 6	0.280	4.3	0.19	0.89
Punta la loba	0.230	3.19	0.41	0.89					

FD_Q (índice de entropía cuadrática de Rao), FEve (índice de equidad funcional), FDiv (índice de divergencia funcional).

H. Análisis de los residuales de los modelos de redundancia

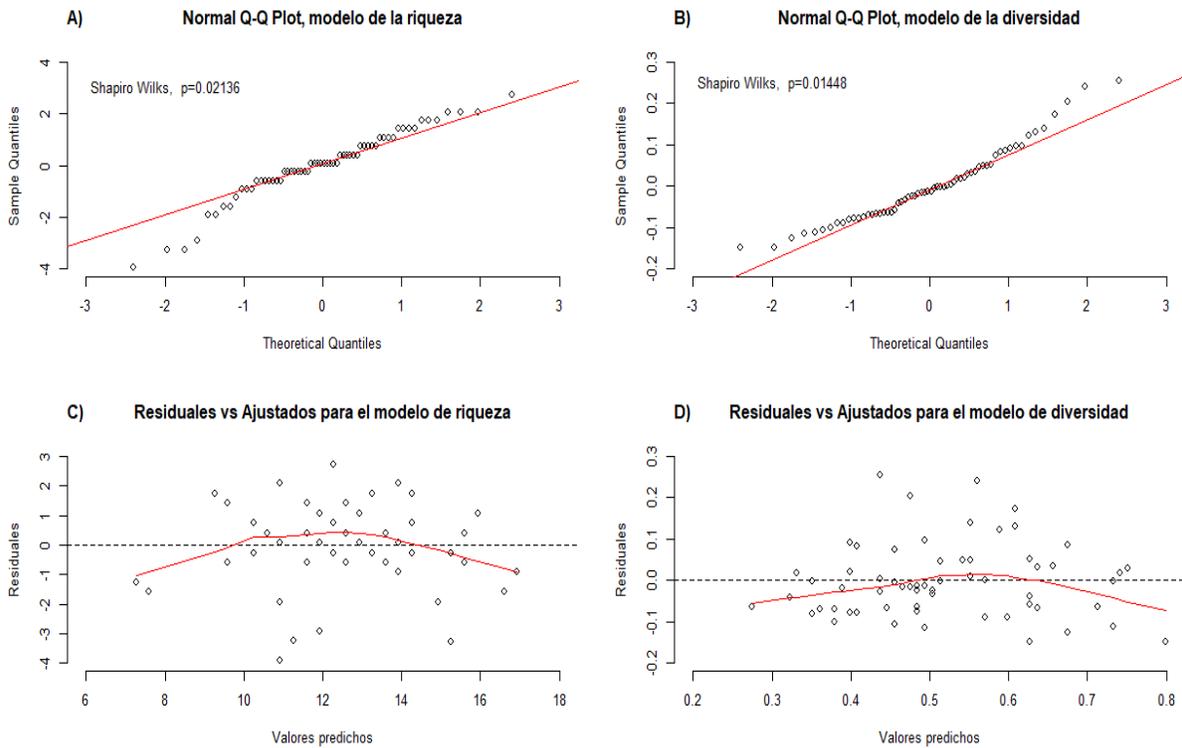


Figura 27. Graficas de los residuales donde se muestra la distribución de la normalidad para el modelo de redundancia conforme a la riqueza (A) y diversidad (B). Del mismo modo, los gráficos de residuales vs predichos para observar de manera gráfica los supuestos de homocedasticidad, aleatoriedad e Independencia (C y D).

I. Información de los kriging

Tabla 30. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la **riqueza de especie**

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I1)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales = 0.171 (Figura I1) Varianza de los residuales = 0.93 (Figura I1) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = ± 5.48 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I1).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

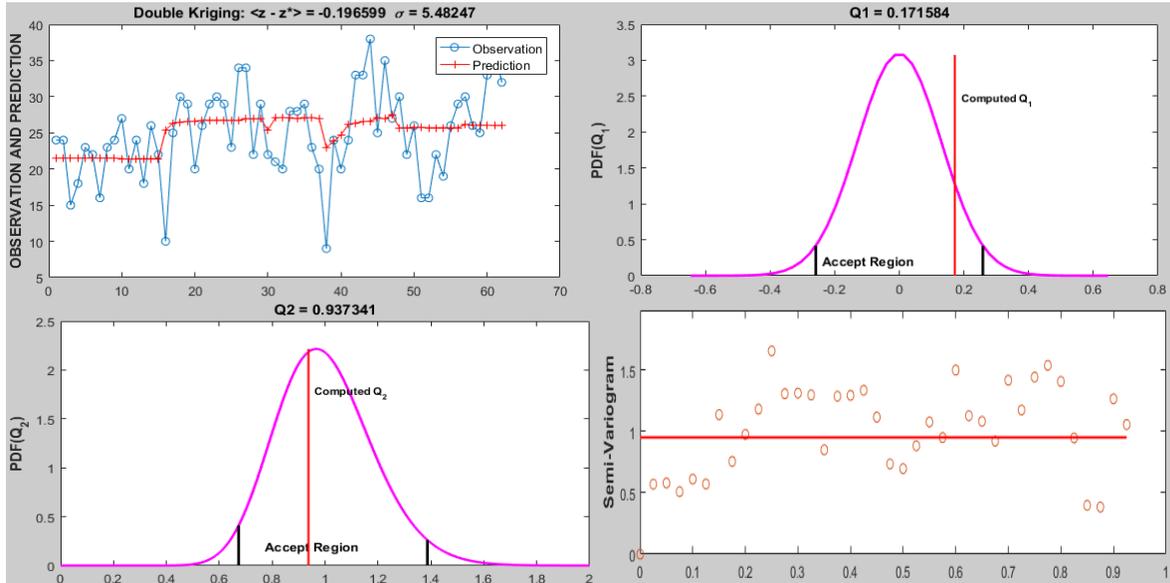


Figura 28 Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la riqueza de especie.

Tabla 31. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la diversidad de Shanon-Weaver

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo exponencial (Figura I2)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales = 0.04 (Figura I2) Varianza de los residuales = 1.14 (Figura I2) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = ± 0.17 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I2).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

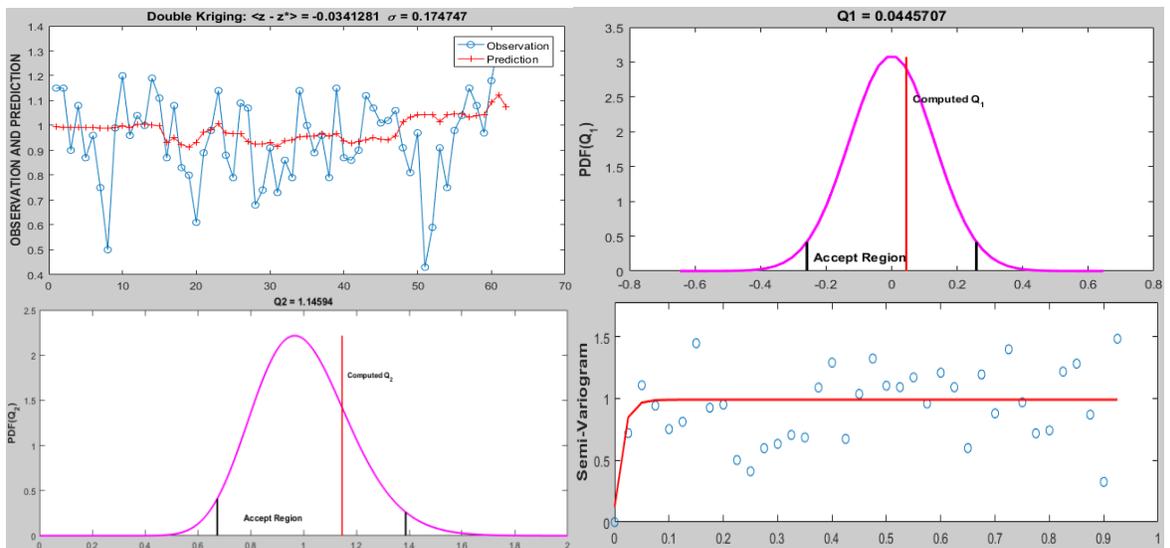


Figura 29. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la diversidad de Shanon-Weaver

Tabla 32. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la **equidad de Pielou**

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I3)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.011 (Figura I3) Varianza de los residuales = 1.11 (Figura I3) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = ± 0.109 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I3).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

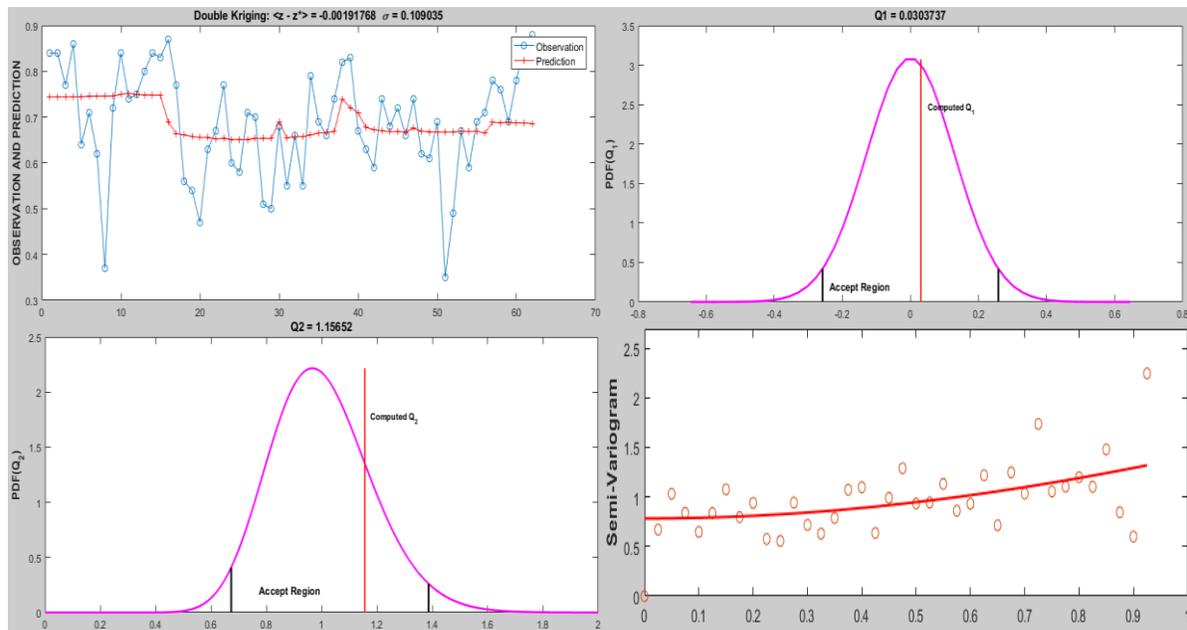


Figura 30. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la **equidad de Pielou**.

Tabla 33. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la **diversidad taxonómica**.

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I4)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.02 (Figura I4) Varianza de los residuales =1.07 (Figura I4) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = ± 10.90 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I4).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

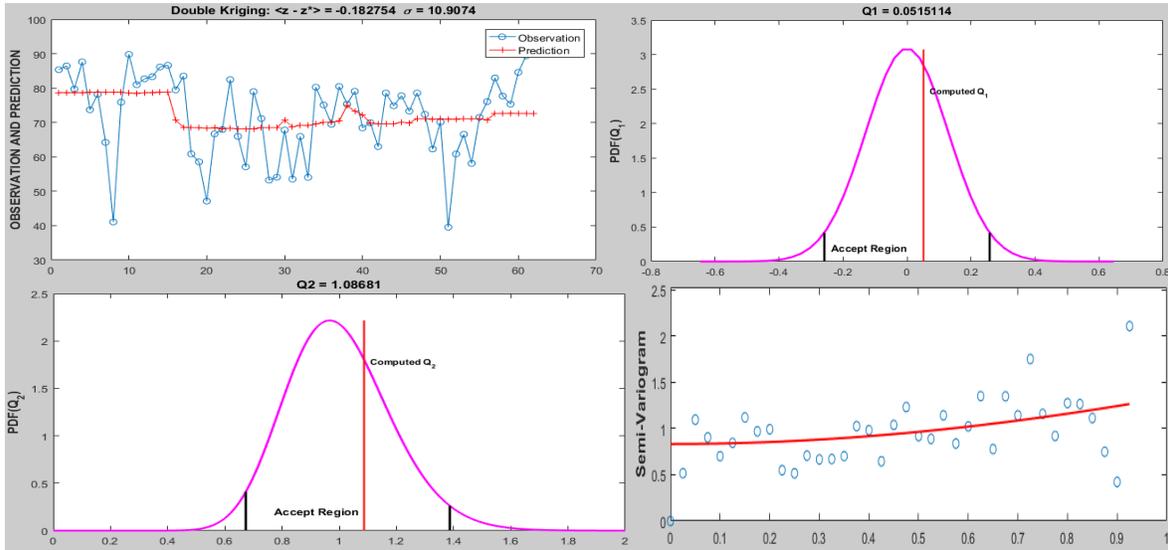


Figura 31. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q₁, Q₂, y variograma de la diversidad taxonómica.

Tabla 34. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la distinción taxonómica.

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I5)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.02 (Figura I5) Varianza de los residuales =0.81 (Figura I5) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) =± 0.09 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I5).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

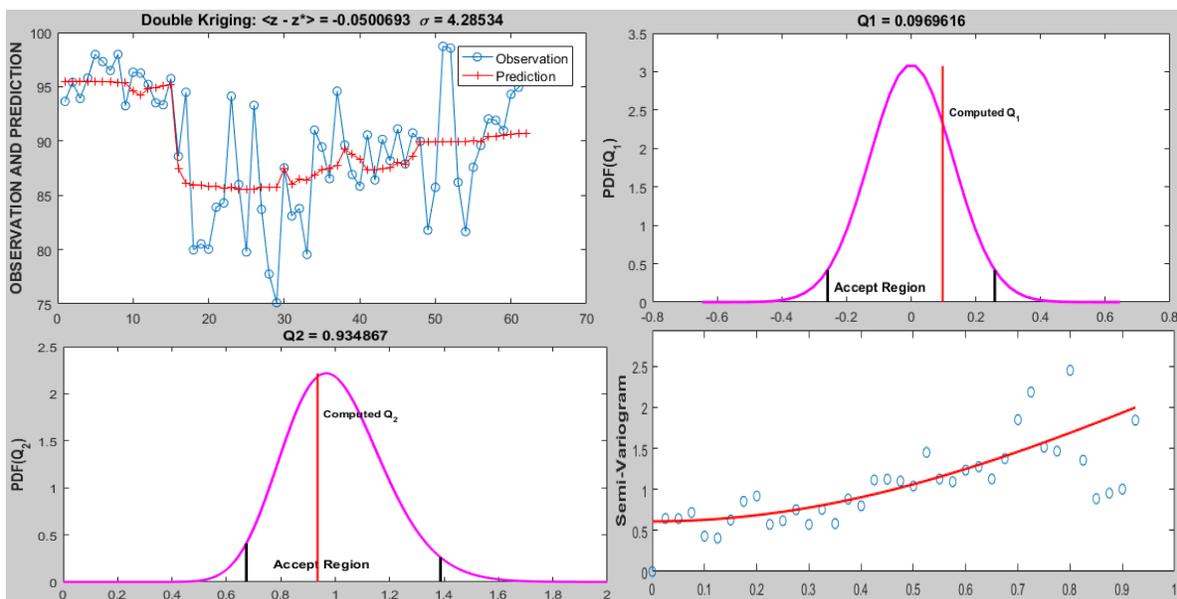


Figura 32. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q₁, Q₂, y variograma de la distinción taxonómica.

Tabla 35. Resumen de las características usadas en el análisis kriging del **promedio de la distinción taxonómica promedio.**

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I6)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.00026 (Figura I6) Varianza de los residuales =1.15 (Figura I6) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) =± 1.45 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I6).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

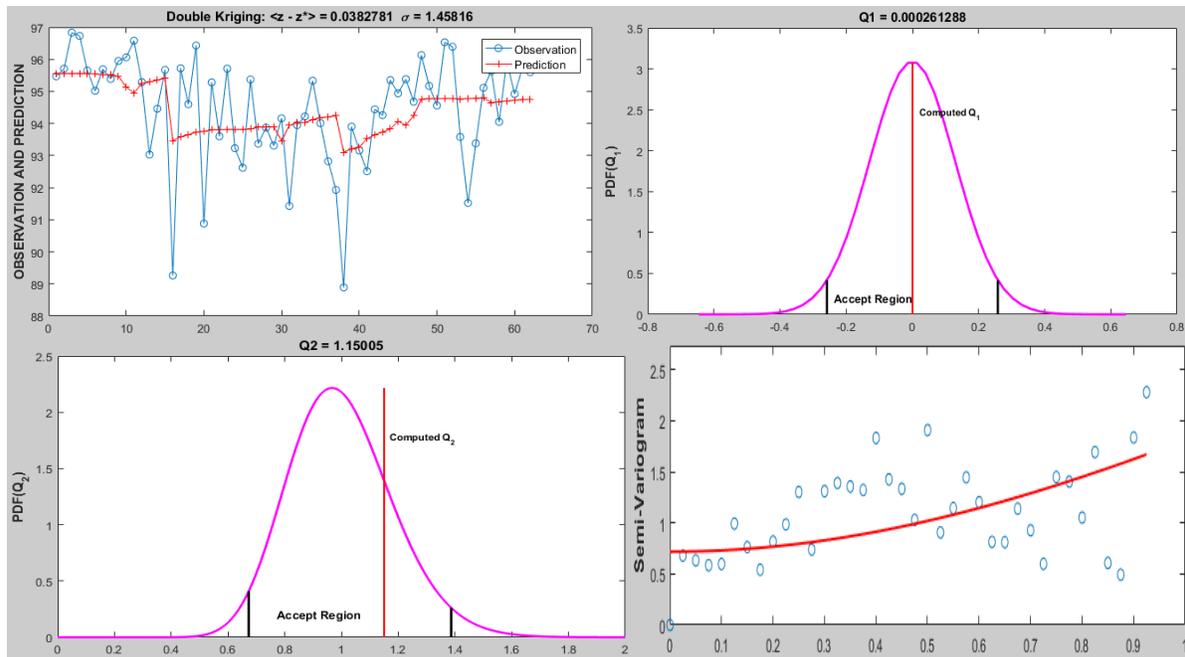


Figura 33. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del **promedio de la distinción taxonómica promedio.**

Tabla 36. Resumen de las características usadas en el análisis kriging de la **variación distinción taxonómica promedio.**

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I7)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.099 (Figura I7) Varianza de los residuales = 1.109 (Figura I7) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) =± 34.75 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I7).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

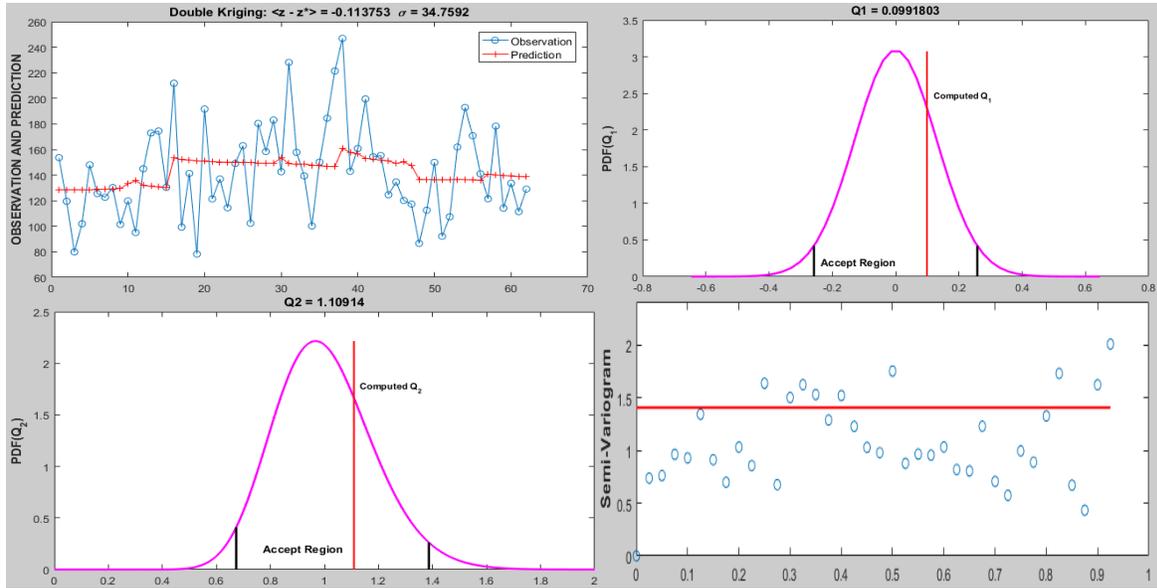


Figura 34. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma de la variación de la distinción taxonómica promedio.

Tabla 37. Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de entropía de Rao cuadrado.

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo senoidal (Figura I8)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= 0.021 (Figura I8) Varianza de los residuales =1.1073 (Figura I8) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = ± 0.040 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I8).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

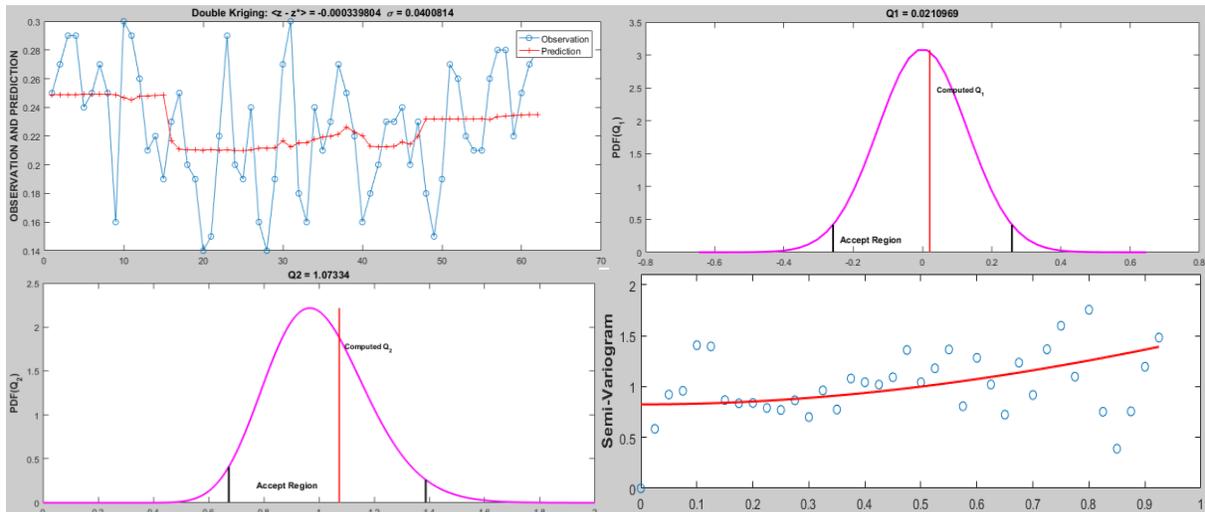


Figura 35. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de entropía Rao cuadrado

Tabla 38. Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de **equidad funcional**.

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo Gausiano (Figura I9)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= -0.019 (Figura I9) Varianza de los residuales =1.35 (Figura I9) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = \pm 0.095 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I9).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

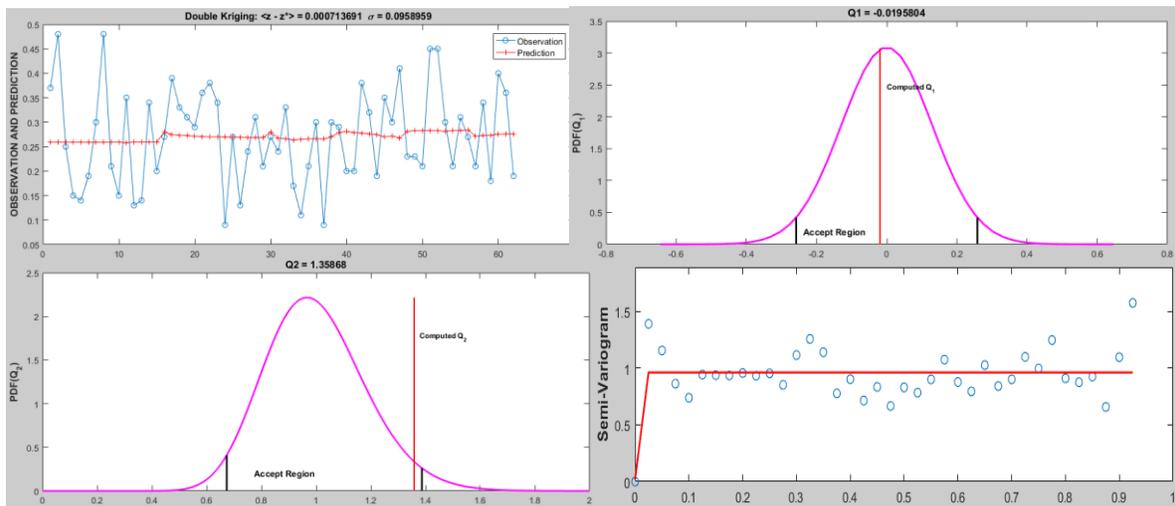


Figura 36. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de **equidad funcional**.

Tabla 39. Resumen de las características usadas en el análisis kriging del índice de **divergencia funcional**.

Características del variograma	
Preparación de datos	62 puntos georreferenciados, ordenados de manera longitudinal de menor a mayor
Tipo de modelo de ajuste para el variograma	Modelo Senoidal (Figura I10)
Tipo de Kriging	Ordinario, punto por punto.
Validación	Media de los residuales= -0.11 (Figura I10) Varianza de los residuales = 1.10 (Figura I10) Error de la estimación (σ/\sqrt{n}) = \pm 0.051 Estimación de los puntos observados vs. Puntos predichos (Figura I10).

Nota: validación a un intervalo de confianza al 95%.

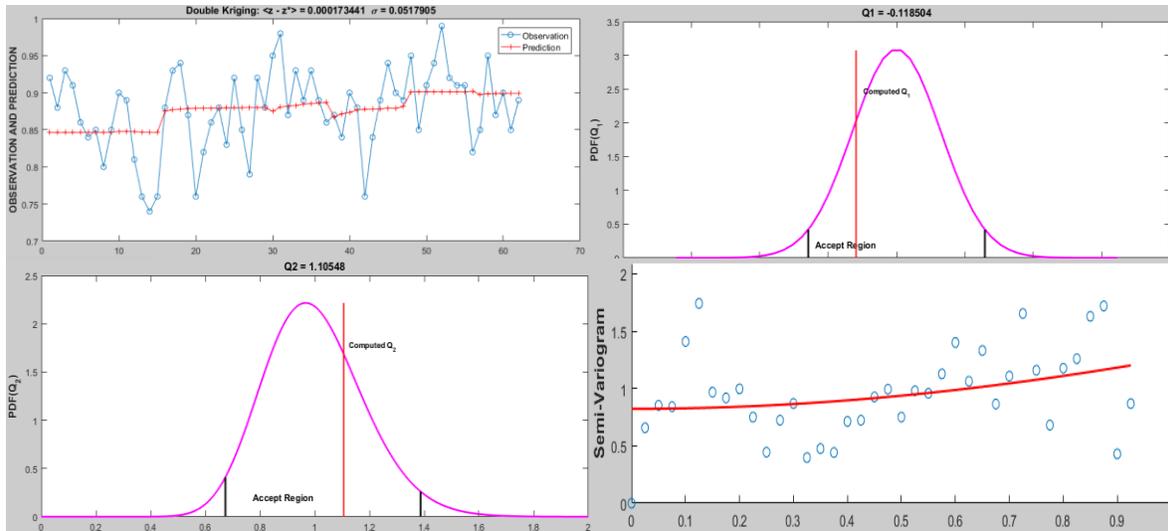


Figura 37. Gráficas de los valores observados vs predichos, Q_1 , Q_2 , y variograma del índice de **divergencia funcional**.

J. Literatura consultada para obtener las características funcionales de las especies de estudio.

Phylum Porifera

Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 2016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.

Carballo, J.L., Cruz, B.J.A., Gómez, P. 2004. Taxonomy and description of clonaid sponges (Hadromerida, Clonaidae) from the Pacific Ocean of Mexico. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 141(3), 353-397. doi:10.1111/j.1096-3642.2004.00126.x.

De Caralt, S., Otjens, H., Uriz, M.J., Wijffels, R.H. 2007. Cultivation of sponge larvae: Settlement, survival, and growth of juveniles. *Marine Biotechnology*, 9(5), 592-605. doi:10.1007/s10126-007-9013-5.

De Laubenfels, M.W. 1927. The red sponges of Monterey Peninsula, California. *Annals and Magazine of Natural History, Series 9*, 19(110), 258-266. doi:10.1080/00222932708633594.

Hofknecht, G. 1978. Descriptions and Key to the Intertidal Sponges of the Puerto Peñasco Area in the Gulf of California. *Journal of the Arizona Nevada Academy of Science*, 13(2), 51-56.

Huang, D., Ou, H., Wang, D., Chen, J., Ding, S. 2016. Sexual reproduction of the potentially cultivable sponge *Mycale phyllophila* (Porifera, Demospongiae). *Journal of the Marine Association of Teh United Kingdom*, 96(5), 1-9. doi:10.1017/S0025315415001708.

Osinga, R., Kleijn, R., Groenendijk, E., Niesink, P., Tramper, J., Wijffels, R.H. 2001. Development of in vivo sponge cultures: Particle feeding by the tropical sponge *Pseudosuberites aff. ndrewsi*. *Marine Biotechnology*, 3(6), 544-554. doi:10.1007/s1012601-0078-2.

Phylum Cnidaria

- Acosta, A., Sammarco, P.W., Duarte, L.F. 2001. Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: The role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*, 68(3), 363-381.
- Acuña, F.H., Zamponi, M.O. 1995. Feeding ecology of intertidal sea anemones (Cnidaria, Actiniaria): food sources and trophic parameters. *Biociencias* 3, 73-84.
- Acuña, F.H., Cortés, J., Garese, A. 2012. Occurrence of the sea anemone *Telmatactis panamensis* (Verrill, 1869) (Cnidaria: Anthozoa: Actiniaria) at Isla del Coco National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60, 201-205.
- Animal World. 2015. Burrowing Tube Anemone. Consultado el 16 de julio de 2004, de <http://animal-world.com/Aquarium-Coral-Reefs/Burrowing-Tube-Anemone>.
- Arai, M.N. 1971. *Pachycerianthus* (Ceriantharia) from British Columbia and Washington. *Journal of the Fish Research Board of Canada*, 28(10), 1677-1680.
- Arai, M.N., Walder, G.L. 1973. The Feeding Response of *Pachycerianthus*, (Ceriantharia). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 44(4), 1085-1092.
- Arai, M.N. 1985. Electrical activity associated with withdrawal and feeding of *Pachycerianthus fimbriatus* (Anthozoa, Ceriantharia). *Marine y Freshwater Behaviour y Physiology*, 12(1), 47-56.
- Bastos Jr., C.L.Q., Varela, A.S., Ferreira, S.P., Nornberg, B.F., Boyle, R.T. 2016. Who knows not where an anemone does wear his sting? Could polypeptides released from the columnar vesicles of *Bunodosoma cangicum* induce apoptosis in the ZF-L cell line? *Toxicon*, 124, 73-82. doi:10.1016/j.toxicon.2016.10.014.
- Beauchamp, K.A. 1993. Gametogenesis, brooding and planulation in laboratory populations of a temperate scleractinian coral *Balanophyllia elegans* maintained under contrasting photoperiod regimes. *Invertebrate reproduction y development*, 23(2-3), 171-182.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Best, B.A. 1988. Passive Suspension Feeding in a Sea Pen: Effects of Ambient Flow on Volume Flow Rate and Filtering Efficiency. *Biological Bulletin*, 175(3), 332-342. doi:10.2307/1541723.
- Bocharova, E.S., Kozevich, I.A. 2011. Modes of reproduction in sea anemones (Cnidaria, Anthozoa). *Biology Bulletin*, 38(9), 849–860. doi:10.1134/S1062359011090020.

- Boscolo, H.K., Silveira, F.L. 2005. Reproductive biology of *Palythoa caribaeorum* and *Protopalythoa variabilis* (Cnidaria, Anthozoa, Zoanthidea) from the southeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1), 29-41. doi:10.1590/S1519-69842005000100006.
- Breedy, O., Guzman, H.M. 2007. A revision of the genus *Leptogorgia* Milne Edwards & Haime, 1857. *Zootaxa*, 1419, 1-90.
- Breedy, O., Guzman H.M., Vargas, S. 2009. A revision of the genus *Eugorgia* Verrill, 1868 (Coelenterata: Octocorallia: Gorgoniidae). *Zootaxa*, 2151, 1-46. doi:10.5281/zenodo.188707.
- Breedy, O., Cortés, J. 2011. Morphology and taxonomy of a new species of *Leptogorgia* (Cnidaria: Octocorallia: Gorgoniidae) in Cocos Island National Park, Pacific Costa Rica. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 124(2), 62–69. doi:10.2988/10-18.1.
- Breedy, O., Abeytia, R., Guzman, H.M. 2012. A new species of *Leptogorgia* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) from the Mexican Pacific coast. *Bulletin of Marine Science*, 88(2), 319-325. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1103>.
- Breedy, O., Cortés, J. 2014. Gorgonias (Octocorallia: Gorgoniidae) de las aguas someras del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62, 43-62. doi:10.15517/rbt.v62i4.20032.
- Brkeland, C. 1974. Interactions between a Sea Pen and Seven of Its Predators. *Ecological Monographs*, 44(2), 211-232.
- Brooks, W.R., Mariscal, R.N. 1985. Asexual reproduction by the symbiotic sea anemone *Calliactis tricolor* (Lesueur). *Bulletin of Marine Sciences*, 36(3), 432-435.
- Bruno, J.F., Witman, J.D. 1996. Defense mechanisms of scleractinian cup corals against overgrowth by colonial invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 207(1-2), 229-241. doi:10.1016/S0022-0981(96)02648-2.
- Chia, F.S., Crawford, B.J. 1973. Some Observations on Gametogenesis, Larval Development and Substratum Selection of the Sea Pen *Ptilosarcus guernei*. *Marine Biology*, 23, 73-82.
- Da Silva, A.G., de Paula, A.F., Fleury, B.G., Creed, J.C. 2014. Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141, 9-16. doi:10.1016/j.ecss.2014.01.013.
- Daly, M. 2004. Anatomy and taxonomy of three species of sea anemones (Cnidaria: Anthozoa: Actiniidae) from the Gulf of California, including *Isoaulactinia hespervolita* Daly, n. sp. *Pacific Science*, 58(3), 377-390. doi:10.1353/psc.2004.0030.
- Daly, M., Crowley, L.M., Larson, P., Rodríguez, E., Heestand S.E., Fautin, D.G. 2017. *Anthopleura* and the phylogeny of Actinioidea (Cnidaria: Anthozoa: Actiniaria). *Organisms Diversity and Evolution*, 1-20. doi:10.1007/s13127-017-0326-6.

- De Paula, A.F., Pires, D.O., Creed, J.C. 2014. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(3), 481-492. doi:10.1017/S0025315413001446.
- Den Hartog, J.C. 1995. The genus *Telmatactis* Gravier, 1916 (Actiniaria: Acontiaria: Isophelliidae) in Greece and the eastern Mediterranean. *Zoologische Mededelingen*, 14, 153-176.
- Eckelbarger, K.J., Tyler, P.A., Langton, R.W. 1998. Gonadal morphology and gametogenesis in the sea pen *Pennatula aculeata* (Anthozoa: Pennatulacea) from the Gulf of Maine. *Marine Biology*, 132(4), 677-690. doi:10.1007/s002270050432.
- Edwards, D.C.B., Moore, C.G. 2009. Reproduction in the sea pen *Pennatula phosphorea* (Anthozoa: Pennatulacea) from the west coast of Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(1), 161-168. doi:10.1016/j.ecss.2009.01.006.
- Fabricius, K.K., Alderslade, P.P. 2001. Soft corals and sea fans: a comprehensive guide to the tropical shallow water genera of the central-west Pacific, the Indian Ocean and the Red Sea. Australian Institute of Marine Science (AIMS), Townsville, Qld.
- Fadlallah, Y.H., Pearse, J.S. 1982. Sexual reproduction in solitary corals: Overlapping oogenic and brooding cycles, and benthic planulas in *Balanophyllia elegans*. *Marine Biology*, 71(3), 223-231. doi:10.1007/BF00397039.
- Fadlallah, Y.H. 1983a. Population dynamics and life history of a solitary coral, *Balanophyllia elegans*, from Central California. *Oecologia*, 58, 200-207. doi:10.1007/BF00399217.
- Fadlallah, Y.H. 1983b. Coral Reefs Sexual Reproduction, Development and Larval Biology in Scleractinian Corals a Review. *Coral Reefs*, 2, 129-150. doi:10.1007/BF00336720.
- Fautin, D.G., Hickman Jr., C.P., Daly, M., Molodtsova, T. 2007. Shallow-Water Sea Anemones (Cnidaria: Anthozoa: *Actiniaria*) and Tube Anemones (Cnidaria:Anthozoa: *Ceriantharia*) of the Galapagos Islands. *Pacific Science*, 61(4), 549-573. doi:10.2984/1534-6188(2007)61[549:SSACAA]2.0.CO;2.
- Fretwell, K. 2016. Consultado el 17 de julio de 2017, de <http://www.centralcoastbiodiversity.org/orange-cup-coral-bull-balanophyllia-elegans.html>.
- Gatehouse, T. 2014. *Calliactis polypus* Hermit Crab Anemone. Consultado el 17 de julio de 2017, de <http://www.gbri.org.au/SpeciesList/Calliactispolypus%7CTaraGatehouse.aspx?moid=554&PageContentID=4595>.
- Geller, J.B., Walton, E.D. 2001. Breaking up and getting together: evolution of symbiosis and cloning by fission in sea anemones (genus *Anthopleura*). *Evolution*, 55(9), 1781-1794. doi:10.1111/j.00143820.2001.tb00827.x.

- Geller, J.B., Fitzgerald, L.J., King, C.E. 2005. Fission in sea anemones: Integrative study of life cycle evolution. *Integrative y Comparative Biology*, 45, 615-622.
- Gerrodette, T. 1979. Equatorial submergence in a solitary coral, *Balanophyllia elegans*, and the critical life stage excluding the species from the shallow water in the South. *Marine Ecology Progress Series*, 1, 227-235.
- Gerrodette, T. 1981. Dispersal of the Solitary Coral *Balanophyllia Elegans* by Demersal Planular Larvae. *Ecology*, 62(3), 611-619.
- Glynn, P.W., Colley, S.B., Maté, J.L., Cortés, J., Guzman, H.M., Bailey, R.L., Feingold, J.S., Enochs, I.C. 2008. Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. *Marine Biology*, 153(4), 529-544. doi:10.1007/s00227-007-0827-5.
- Goffredo, S., Telò, T., Scanabissi, F. 2000. Ultrastructural observations of the spermatogenesis of the hermaphroditic solitary coral *Balanophyllia europaea* (Anthozoa, Scleractinia). *Zoomorphology*, 119, 231-240. doi:10.1590/S1679-87592008000400005.
- Gomez, C.G., Guzman, H.M., Gonzalez, A., Breedy, O. 2014. Survival, growth, and recruitment of Octocoral species (Coelenterata: Octocorallia) in Coiba National Park, Pacific Panama. *Bulletin of Marine Science*, 90(2), 623–650. doi:10.5343/bms.2012.1092.
- Gotelli, N.J. 1991. Demographic Models for *Leptogorgia Virgulata*, a shallow-water gorgonian. *Ecology*, 72(2), 457-467.
- Grange, K.R. 1985. Distribution, standing crop, population structure, y growth rates of black coral in the southern fiords of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine Freshwater Research*, 19: 467-475.
- Grigg, R.W. 1965. Ecological Studies of Black Coral in Hawaii. *Pacific Science*, 19, 244-260.
- Grigg, R.W. 1972. Orientation and Growth Form of Sea Fans. *Limnology and Oceanography*, 17(2), 185-192.
- Grigg, R.W. 1974. Growth Rings: Annual Periodicity in Two Gorgonian Corals. *Ecology*, 55(4), 876-881.
- Grigg, R.W. 1975. Age Structure of a Longevous Coral: A Relative Index of Habitat Suitability and Stability. *The American Society of Naturalists*, 109(970), 647-657.
- Grigg, R.W. 1977. Population Dynamics of Two Gorgonian Corals. *Ecology*, 58(2), 278-290.

- Gustavsson, M. 2016. *Telmatactis sp.* Consultado el 16 de julio de 2004, de <http://www.gbri.org.au/SpeciesList/StudentProject2016%7CMiaGustavsson.aspx#Section1216>
- Guzman, H.M., Breedy, O. 2008. *Leptogorgia christiae* (Octocorallia: Gorgoniidae) a new shallow water gorgonian from Pacific Panama. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 88(4), 719-722. doi:10.1017/S0025315408001240.
- Hellberg, M.E. 1995. Stepping-stone gene flow in the solitary coral *Balanophyllia elegans*: equilibrium and nonequilibrium at different spatial scales. *Marine Biology*, 123, 573-581.
- Hellberg, M.E., Taylor, M.S. 2002. Genetic analysis of sexual reproduction in the dendrophylliid coral *Balanophyllia elegans*. *Marine Biology*, 141(4), 629-637. doi:10.1007/s00227-002-0861-2
- Hirose, M., Obuchi, M., Hirose, E., Reimer, J.D. 2011) Timing of Spawning and Early Development of *Palythoa tuberculosa* (Anthozoa, Zoantharia, Sphenopidae) in Okinawa, Japan. *Biological Bulletin*, 220(1), 23-31.
- Leversee, G.J. 1976 Flow and feeding in fan-shaped colonies of the gorgonian coral, *Leptogorgia*. *Biological Bulletin*, 151, 344-356.
- Lewis, J.B. 1978. Feeding mechanisms in black corals (Antipatharia). *Journal of Zoology*, 186(3), 393-396. doi:10.1111/j.1469-7998.1978.tb03927.x.
- Lyons, K.M. 1973. Collar cells in planula and adult tentacle ectoderm of the solitary coral *Balanophyllia regia* (Anthozoa Eupsammiidae). *Cell and Tissue Research*, 145(1), 57-74. doi:10.1007/BF00307189.
- Mackie S.A, Boyer, E.H. 1977. Intertidal Zonation of Macroscopic Invertebrates on the Coquina Reef at Playa De Estación, Puerto Peñasco, Sonora, México. *Bios*, 48(3), 120–128.
- McFarlane, I.D. 1988. Variability in the startle response of *Pachycerianthus multiplicatus* (Anthozoa: Ceriantharia). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 89(3), 365-370.
- Mocnik, K. 1992. A Natural History Guide to the Common Marine Invertebrates (Doctoral dissertation, University of California, Santa Cruz).
- Parker, N.R., Mladenov, P.V., Grange, K.R. 1997. Reproductive biology of the antipatharian black coral *Antipathes fiordensis* in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand. *Marine Biology*, 130(1), 11-22. doi:10.1007/s002270050220.
- Paz, D.A.G, Reyes, H.B., González, A.P., Sánchez, I.A., 2007. Larval release from *Tubastraea coccinea* in the Gulf of California, Mexico. *Coral Reefs*, 26(2), 433. doi:10.1007/s00338-007-0219-9.

- Quesada, A.J., Acuña, F.H., Cortés, J. 2015. First record of the sea anemone *Bunodosoma californicum* (Cnidaria: Actiniaria) on the Pacific coast of Costa Rica. *Marine Biodiversity Records*, 8, e71. doi:10.1017/S1755267215000536.
- Reimer, A.A. 1971. Feeding behavior in the Hawaiian zoanthids *Palythoa* and *Zoanthus*. *Pacific Science*, 25(4), 512-520.
- Reimer, A.A. 1973. Feeding behavior in the sea anemone *Calliactis polypus* (Forsk., 1775). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 44(4), 1289-1301.
- Ross, D.M. 1970. The commensal association of *Calliactis polypus* and the hermit crab *Dardanus gemmatus* in Hawaii. *Canadian Journal of Zoology*, 48(2), 351-357. doi:10.1139/z70-056
- Rossi, S., Gili, J. M. 2009. Reproductive features and gonad development cycle of the soft bottom-gravel gorgonian *Leptogorgia sarmentosa* (Esper, 1791) in the NW Mediterranean Sea. *Invertebrate Reproduction and Development*, 53(4), 175-190.
- Sammarco, P.W., Brazeau, D.A., McKoin, M., Strychar, K.B. 2017. *Tubastraea micranthus*, comments on the population genetics of a new invasive coral in the western Atlantic and a possible secondary invasion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 490, 56-63. doi:10.1016/j.jembe.2017.02.003.
- Sanchez, J., Dueñas, L.F. 2012. Diversidad y evolución de octocorales. Hipótesis, apuntes científicos uniandinos, 12, 42-46.
- Sánchez, J.M. 2016. Diversity and Evolution of Octocoral Animal Forests at Both Sides of Tropical America En: S. Rossi (ed.), *Marine Animal Forests*, Springer International Publishing AG. pp. 1-33
- Sentoku, A., Ezaki, Y. 2012. Regularity in budding mode and resultant growth morphology of the azooxanthellate colonial scleractinian *Tubastraea coccinea*. *Coral Reefs*, 31(1), 67-74. doi:10.1007/s00338-011-0808-5.
- Shimek, R.L. (2005). The life and Death of sea Pens. Consultado el 19 de julio de 2017, de <http://reefkeeping.com/issues/2005-08/rs/feature/index.php>.
- Siebert Jr, A.E. 1974. A description of the embryology, larval development, and feeding of the sea anemones *Anthopleura elegantissima* and *A. xanthogrammica*. *Canadian journal of zoology*, 52(11), 1383-1388.
- Silva, J.F., Gomes, P.B., Santana, E.C., Silva, J.M., Lima, E.P., Santos, A.M.M, Pérez, C.D. 2015. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 87(2), 985-996. doi:10.1017/S0025315414001726.

- Smith, B.L., Potts, D.C. 1987. Clonal and solitary anemones (Anthopleura) of western North America: population genetics and systematics. *Marine Biology*, 94, 537-546.
- Szmant-Froelich, A. 1974. Structure, iodination and growth of the axial skeletons of *Muricea californica* and *M. fruticosa* (Coelenterata: Gorgonacea). *Marine Biology*, 27(4), 299-306. doi:10.1007/BF00394365.
- Toonen, R. 2004. Aquarium Invertebrates: Tube Anemones. Consultado el 16 de julio de 2004, de <http://www.advancedaquarist.com/2004/6/inverts#section-4>.
- Weightman, J.O., Arsenault, D.J. 2002. Predator classification by the sea pen *Ptilosarcus gurneyi* (Cnidaria): role of waterborne chemical cues and physical contact with predatory sea stars. *Canadian Journal of Zoology*, 80(1), 185-190. doi:10.1139/z01-211.
- Williams, G.C. 1995. Living genera of sea pens (Coelenterata: Octocorallia: Pennatulacea): illustrated key and synopses. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 113(2), 93-140. doi: 10.1111/j.1096-3642.1995.tb00929.x.
- Williams, G.C. 2011. The Global Diversity of Sea Pens (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea). *PLoS ONE*, 6(7): e22747. doi:10.1371/journal.pone.002274.

Phylum Bryozoa

- Keough, M.J. 1989. Variation in growth rate and reproduction of the bryozoan *Bugula neritina*. *Biological Bulletin*, 177(2), 277-286. doi:10.2307/1541942.
- Ryland, J.S., Bishop, J.D.D., de Blauwe, H., El Nagar, A., Minchin, D., Wood, C.A., Yunnice, A. L. E. 2011. Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions*, 6(1), 17-31. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.1.03>.
- Keough, M. J. (1978). Dispersal of the bryozoan *Bugula neritina* and effects of adults on newly metamorphosed juveniles. *Marine Ecology Progress Series*, 57, 163-171. doi:10.3354/meps057163.

Phylum Platyhelminthes

- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 2006. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Chim, C.K., Ong, R.S.L., Gan, B.Q. 2015. Penis fencing, spawning, parental care and embryonic development in the cotylean flatworm *Pseudoceros indicus* (Platyhelminthes: Polycladida: Pseudocerotidae) from Singapore. *Raffles Bulletin of Zoology*, 60-67.

- Michiels, N.K., Newman, L.J. 1998. Sex and violence in hermaphrodites. *Nature*, 391, 647. doi:10.1038/35527.
- Newman, L.J., Cannon, L.R.G. 1997. Nine new species of *Pseudobiceros* (Platyhelminthes: Polycladida) from the Indo-Pacific. *Raffles Bulletin of Zoology*, 45(2), 341-368.
- Ramm, S.A. 2017. Exploring the sexual diversity of flatworms: Ecology, evolution, and the molecular biology of reproduction. *Molecular Reproduction and Development*, 84(2), 120-131. doi:10.1002/mrd.22669.

Phylum Nemertea

- Animal Diversity Web (ADW). <http://animaldiversity.org/accounts/Nemertea/#04FE1997-9176-11E2-B389-002500F14F28>.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Gibson R. 1995. Nemertean genera and species of the world: an annotated checklist of original names and description citations, synonyms, current taxonomic status, habitats and recorded zoogeographic distribution. *Journal of Natural History*, 29:271–562.
- Gibson, R. 1979. Nemerteans of the Great Barrier Reef. 2. Anopla Heteronemertea (Baseodiscidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 66, 137-160.
- Hiebert, T.C., von Dassow, G., Hiebert, L.S., Maslakova, S. 2013. The peculiar nemertean larva *pilidium recurvatum* belongs to *Riserius* sp., a basal heteronemertean that eats *Carcinonemertes errans*, a hoplonemertean parasite of Dungeness crab. *Invertebrate Biology*, 132(3), 207-225. doi:10.1111/ivb.12023.
- Kajihara, H., Yoshida, R., Uyeno, D. 2012. First record of *Baseodiscus mexicanus* (Bürger, 1893) (Nemertea: Heteronemertea) from Japanese waters. *Check List*, 8(4), 754-755.
- Wright, J. 2014. "Nemertea" (On-line), Animal Diversity Web. Consultado el 9 de julio de 2017, de <http://animaldiversity.org/accounts/Nemertea/>.

Phylum Anellida

- Ahrens, J.B., Kudenov, J.D., Marshall, C.D., Schulze, A. 2014. Regeneration of posterior segments and terminal structures in the bearded fireworm, *Hermodice carunculata* (Annelida: Amphinomidae). *Journal of Morphology*, 275(10), 1103–1112. doi:10.1002/jmor.20287

- Barroso, R., Klautau, M., Solé-Cava, A.M., Paiva, P.C. 2009. *Eurythoe complanata* (Polychaeta: Amphinomidae), the “cosmopolitan” fireworm, consists of at least three cryptic species. *Marine Biology*, 157(1), 69-80. doi:10.1007/s00227-009-1296-9
- Barroso, R., Almeida, D., Contins, M., Filgueiras, D., Dias, R. 2016. *Hermodice carunculata* (Pallas, 1766) (Polychaeta: Amphinomidae) preying on starfishes. *Marine Biodiversity*, 46(2), 333-334. doi:10.1007/s12526-015-0394-9
- Beaver, C.R., Evans, E.F., de la Cerda, A.V. 2004. Mass spawning of reef corals within the Veracruz reef system, Veracruz, Mexico. *Coral Reefs*, 23, 324. doi:10.1007/s00338-004-0373-2.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 2016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Bhaud, M. 1972. Identification Des Larves D' Amphinomidae (Annelides Polychetes) Recueillies Connexes, X (2), 203-216.
- Cronin, S. 1990. Spatial distribution and larval biology of *Spirobranchus giganteus*. 1-12.
- Francini-filho, R.B., Moura, R.L.D. 2010. Predation on the Toxic zoanthid *Palythoa Caribaeorum* by Reef Fishes in the Abrolhos Bank, Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1), 8-10.
- Giangrande, A., Cavallo, A., Licciano, M., Mola, P.C., Trianni, L. 2005. The utilization of the filter feeder polychaete *Sabella spallanzanii* (Sabellidae) as bioremediator in aquaculture. *Aquaculture International*, 13, 129 -36.
- Hunte, W., Marsden, J.R., Conlin B.E. 1990. Habitat selection in the tropical polychaete *Spirobranchus giganteus*. *Marine Biology*, 104(1), 87–92.
- Knight, P.J., Perkins, T.H. 1998. A revision of *Sabella*, *Bispira* and *Stylomma* (Polychaeta: Sabellidae). *Zoological Journal of the Linnean Soczety*, 123, 385–467.
- Kudenov J.D. 1974. The reproductive biology of *Eurythoe complanata* (Pallas, 1766) (Polychaeta: Amphinomidae). Tesis de Doctorado en Ciencias, Universidad de Arizona, 128 pp.
- Kudenov, J.D. 1980. Annelida: Polychaeta (Bristleworms). Pp. 77-123. En: Brusca, R.C. (Ed.), *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona. (pp.77-123).
- Lamar Unversity. 2013. Biology, Fireworm *Hermodice carunculata* Consultado el 2 de mayo de 2017, de <http://artsscience.lamar.edu/biology/marine-critters/marine-critters-2/fireworm.html>.

- Lewis, J.B., Crooks, R.E. 1996. Foraging cycles of the amphinomid polychaete *Hermodice carunculata* preying on the calcareous hydrozoan *Millepora complanata*. *Bulletin of Marine Science*, 58(3), 853–856.
- Lizama, J., Blanquet R.S. 1975. Predation on sea anemones by the amphinomid polychaete, *Hermodice carunculata*. *Bulletin of Marine Science*, 25, 442-443.
- Marsden, J.R. 1987. Coral preference behaviour by planktotrophic larvae of *Spirobranchus giganteus* corniculatus (Serpulidae: Polychaeta). *Coral Reefs*, 6(2), 71-74. doi:10.1007/BF00301376.
- Marsden, J.R., Meeuwig, J. 1990. Preferences of planktotrophic larvae of the tropical serpulid *Spirobranchus giganteus* (Pallas) for exudates of corals from a Barbados reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 137(2), 95-104. doi:10.1016/0022-0981(90)90063-I.
- Méndez, N. Páez, O.F. 1998. Trace metals in two populations of the fireworm *Eurythoe complanata* from Mazatlán Bay: effect of body size on concentrations. *Environmental Pollution*, 102(2-3), 279-285. doi:10.1016/S0269-7491(98)00061-X.
- Miller, M.W., Lohr, K.E., Cameron, C.M., Williams, D.E., Peters, E.C. 2014. Disease dynamics and potential mitigation among restored and wild staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PeerJ*, 2, e541. doi:10.7717/peerj.541.
- Mocnik, K. 1992. *A Natural History Guide to the Common Marine Invertebrates of Isla Coronado*. University of California, Santa Cruz.
- Müller, M.C.M., Berenzen, A., Westheide, W. 2003. Experiments on anterior regeneration in *Eurythoe complanata* ("Polychaeta", Amphinomidae): reconfiguration of the nervous system and its function for regeneration. *Zoomorphology*, 122, 95-103. doi:10.1007/s00435-003-0073-4.
- Nishi, E., Nishihira, M. 1996. Age-estimation of the christmas tree worm *Spirobranchus giganteus* (Polychaeta, Serpulidae) living buried in the coral skeleton from the coral-growth band of the host coral. *Fisheries Science*, 62(3), 400-403.
- Nishi, E., Nishihira, M. 1999. Use of annual density banding to estimate longevity of infauna of massive corals *Fisheries Science*, 65(1), 48-56.
- Pardo, E.V., Amaral, A.C.Z. 2006. Foraging and mobility in three species of Aciculata (Annelida: Polychaeta). *Brazilian Journal of Biology*, 66(4), 1065-1072. doi:10.1590/S1519-69842006000600014.
- Qian, P.Y. 1999. Larval settlement of polychaetes. *Hydrobiologia*, 402, 239-253. doi:10.1023/A:1003704928668.
- Reish, J.D., Pernet, B. 2009. Annelid Life Cycle Cultures. En: Daniel H. Shain (Ed.) *Annelids in Modern Biology*. A Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey, pp. 47-58.

- Rowley, S. 2008. A critical evaluation of the symbiotic association between tropical tube-dwelling Polychaetes and their Hermatypic coral hosts, with a focus on *Spirobranchus giganteus* (Pallas, 1766). *The Plymouth Student Scientist*, 1(2), 335-353.
- Schulze, A., Grimes, C.J., Rudek, T.E. 2017. Tough, armed and omnivorous: *Hermodice carunculata* (Annelida: Amphinomidae) is prepared for ecological challenges. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1-6. doi:10.1017/S0025315417000091.
- Stoner, E.W., Layman, C.A. 2015. Bristle worms attack: Benthic jellyfish are not trophic dead ends. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(4), 226-227. doi:10.1890/1540-9295-13.4.226.
- Strathmann, R.R., Cameron, R.A., Strathmann, M.F. 1984. *Spirobranchus giganteus* breaks a rule for suspension feeders. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79, 245-249.
- Toonen, R. 2002, September. Christmas Tree Worms. Consultado el 3 de mayo de 2017, de *Advanced Aquarist's Online Magazine*. 1(9): <http://www.advancedaquarist.com/2002/9/inverts>.
- Toonen, R.J., Pawlik, J.R. 2001. Settlement of the gregarious tube worm *Hydroides dianthus* (Polychaeta: Serpulidae). I. Gregarious and nongregarious settlement. *Marine Ecology Progress Series*, 224(19), 103-114.
- Tovar, H.M.A., Pineda, V.A. 2007. Taxonomía y estrategias reproductivas del poliqueto sabélido *Bispira brunnea* (treadwell, 1917) del Caribe Mexicano. *Ciencia y Mar*, XI (33), 3-14.
- Vreeland, H.V., Lasker, H.R. 1989. Selective feeding of the polychaete *Hermodice carunculata* Pallas on Caribbean gorgonians. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 129(3), 265-277. doi:10.1016/0022-0981(89)90108-1.
- Vreeland, H.V., Lasker, H.R. 1989. Selective feeding of the polychaete *Hermodice carunculata* Pallas on Caribbean gorgonians. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 129(3), 265-277. doi:10.1016/0022-0981(89)90108-1.
- Yáñez R.B., Méndez, N. 2014. Regeneration in the stinging fireworm *Eurythoe* (Annelida): Lipid and triglyceride evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 459, 137-143. doi:10.1016/j.jembe.2014.05.023

Phylum Arthropoda

- Alcaraz, G., Arce, E. 2017. Predator discrimination in the hermit crab *Calcinus californiensis*: Tight for shell breakers, loose for shell peelers. *Oikos*, 1-9. doi:10.1111/oik.03742.
- Arcos-Aguilar, R.J. 2016. Estructura poblacional del cangrejo ermitaño *Manucomplanus varians* (Crustacea: Paguridae) simbiote mutualista del hidrocoral *Janaria mirabilis* (Cnidaria: Hydractinidae) en el golfo de California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California Sur.

- Ayón, P.M., Hermoso, S.M., Hendrickx, M.E., Galván, V.C.M., Ríos, J.E., Bastida, I.D. 2016. The caridean shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea: Alpheoidea, Palaemonoidea, and Processoidea) from Bahía Chamela, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2), 311–327. doi:10.1016/j.rmb.2016.04.002.
- Baldwin, A.P., Bauer, R.T. 2003. Growth, survivorship, life-span, and sex change in the hermaphroditic shrimp *Lysmata wurdemanni* (Decapoda: Caridea: Hippolytidae). *Marine Biology*, 143(1), 157–166. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1043-6>.
- Barazandeh, M., Davis, C.S., Palmer, A.R. 2014. Where even a long penis can't help: Evidence of long-distance spermcast mating in two acorn barnacles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 454, 49-54. doi:10.1016/j.jembe.2014.02.003.
- Barnes, H., Barnes, M. 1956. The General Biology of *Balanus glandula* Darwin. *Pacific Science*, 10, 415-422. doi:10125/8711.
- Bauer, R.T., Newman, W.A. 2004. Protandric Simultaneous Hermaphroditism in the Marine Shrimp *Lysmata Californica* (Caridea: Hippolytidae). *Journal of Crustacean Biology*, 24(1), 131-139. doi:10.1651/C-2426.
- Bauer, R.T. 2006. Same Sexual System but Variable Sociobiology: Evolution of Protandric Simultaneous Hermaphroditism in *Lysmata* Shrimps. *Integrative and Comparative Biology*, 46(4), 430-438. doi:10.1093/icb/icj036.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Berrill, M. 1975. The Burrowing, Aggressive and Early Larval Behavior of *Neaxius vivesi* (Bouvier) (Decapoda, Thalassinidea). *Crustaceana*, 29(1), 92-98.
- Block, M. 2001. "Stenorhynchus seticornis" (On-line), Animal Diversity Web. Consultado el 9 de julio de 2017, de http://animaldiversity.org/accounts/Stenorhynchus_seticornis/.
- Brandão, M.C., Green, A.K., Santarosa, A.F. 2013. Abundance and composition of decapod larvae at Saint Paul's Rocks (equatorial Atlantic). *Marine Ecology*, 34(2), 171–185. doi:10.1111/j.1439-0485.2012.00531.x.
- Brodie, R., Harvey, A.W. 2001. Larval development of the land hermit crab *Coenobita compressus* H. milne edwards reared in the laboratory. *Journal of Crustacean Biology*, 21(3), 715–732.
- Brown K.S., Roughgarden, J. 1985. Growth, Morphology, and Laboratory Culture of Larvae of *Balanus glandula* (Cirripedia: Thoracica). *Journal of Crustacean Biology*, 5(4), 574–590.

- Caine, E.A. 1975. Feeding and masticatory structures of selected Anomura (Crustacea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 18(3), 277-301.
- Calcagno, J.A., Lopez, G.J., Tablado, A. 1997. Growth and Production of the *Barnacle Balanus* amphitrite in an Intertidal Area Affected by Sewage Pollution. *Journal of Crustacean Biology*, 17(3), 417–423.
- Correa, F., Rodríguez, D.E. 1998. Analisis de la distribucion geografica de los anomuros (Crustacea: Decapoda) del Golfo de California, Mexico. *Journal of Biogeography*, 25, 1133–1144. doi:10.1046/j.1365-2699.1998.00239.x.
- Cosío, J. 2017. ¿Qué sabemos sobre el cangrejito ermitaño? CONACYT Agencia informática. Consultado el 11 de julio de 2017, de <http://www.conacytprensa.mx/index.php/ciencia/mundo-vivo/13686-que-sabemos-sobre-el-cangrejito-ermitano>.
- Crab, P., Cabrilloi, P. 1979. Observation of a Possible Alternate Mode of Feeding in a Porcellanid Crab (*Petrolisthes cabrilloi* Glassell, 1945) (Decapoda, Anomura). *Crustaceana*, 36(1), 110-112.
- Crane, J. 1937. The Templeton Crocker Expedition. III. Brachygnathous crabs from the Gulf of California and the West Coast of Lower California. *Zoologica; Scientific Contributions of the New York Zoological Society*, 22(1), 47-78.
- Den Hartog, C.J., Holthuis, B.L. 1984. A note on an interesting association of the crab *Platypodiella picta* (A. Milne-Edwards 1869) and species of Zoantharia. *Cour Forschungsinst Senckenb*, 68(35), 21–29.
- Den Hartog, J. C. Türkay, M. 1991. *Platypodiella georgei* spec. nov. (Brachyura: Xanthidae), a new crab from the island of St. Helena, South Atlantic Ocean, with notes on the genus *Platypodiella* Guinot, 1967. *Zoologische Mededelingen*, 65, 209–220.
- DeVries, M.C., Epifanio, C.E., Dittel, A.I. 1983a. Reproductive periodicity of the tropical crab *Callinectes arcuatus* Ordway in Central America. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(6), 709–716. doi:10.1016/0272-7714(83)90036-7
- DeVries, M.C., Epifanio, C.E., Dittel, A.I. 1983b. Lunar rhythms in the egg hatching of the subtidal crustacean: *Callinectes arcuatus* Ordway (Decapoda: Brachyura). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(6), 717–724. doi:10.1016/0272-7714(83)90037-9.
- Díaz, F.E., Arroyo, D., Morales, A., Vargas, J.A. 2008. Observaciones sobre la larva del cangrejo marino tropical (decapoda: Porcellanidae) *Petrolisthes armatus* en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1209-1223.
- Epifanio, C.E., Cohen, J.H. 2016. Behavioral adaptations in larvae of brachyuran crabs: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 482, 85-105. doi:10.1016/j.jembe.2016.05.006.

- Fleischer, J., Grell, M., Hoeg, J.T., Olesen, J. 1992. Morphology of grooming limbs in species of *Petrolisthes* and *Pachycheles* (Crustacea: Decapoda: Anomura: Porcellanidae): a scanning electron microscopy study. *Marine Biology*, 435, 425-435.
- Flores-Aguirre, C.D. 2012. La conducta de agregación como mecanismo de obtención de conchas de gasterópodos en cangrejos ermitaños (*Calcinus californiensis*). Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 39pp. doi.:10.13140/RG.2.1.4368.6802.
- Forest, J. 1984. Révision du Genre *Aniculus* (Decapoda Diogenidae). *Crustaceana. Supplement*, 8, 1-91.
- Foster, MS., Mcconnico, LM., Lundsten, L., Wadsworth, T., Kimball, T., Brooks, LB. Steller, D. Medina, L.M., Riosmena, R.R., Hernández, C.G., Vásquez, E.RM., Johnson, S., Steller, D.L. 2007. Diversidad e historia natural de una comunidad de *Lithothamnion muelleri* y *Sargassum horridum* en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 33(4), 367-384.
- Fransozo, A., Negreiros, F.M.L., Martin, J.W., Trautwein, S.E. 2001. Morphology of the First Zoeal Stage of *Platypodiella Spectabilis* (Herbst, 1794) (Decapoda, Brachyura, Xanthidae) Obtained in the Laboratory. *Gulf and Caribbean Research*, 13, 79-85. doi:10.18785/gcr.1301.08.
- Gaines, S., Brown, S., Roughgarden, J. 1985. Spatial Variation in Larval Concentrations as a Cause of Spatial Variation in Settlement for the Barnacle, *Balanus glandula*. *Oecologia*, 67(2), 267-272.
- García, G.M., Hendrickx, M.E. 2004. Fecundity traits of seven species of brachyuran crabs (Decapoda: Brachyura) from the Pacific coast of Mexico. *Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans*, 3, 79-87.
- Garcia, G.M.U., Rodríguez, A., Hendrickx, M.E. 2006. Larval development of the eastern Pacific anomuran crab *Porcellana cancrisocialis* (Crustacea: Decapoda: Anomura: Porcellanidae) described from laboratory reared material. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(5), 1123-1132.
- Geierman, C., Emler, R. 2009. Feeding behavior, cirral fan anatomy, Reynolds numbers, and leakiness of *Balanus glandula*, from post-metamorphic juvenile to the adult. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 379, 68-76. doi:10.1016/j.jembe.2009.08.003.
- Glynn, P.W. 2004. High Complexity Food Webs in Low-diversity Eastern Pacific Reef Coral Communities. *Ecosystems*, 7(4), 358-367. doi:10.1007/s10021-004-0184-x.
- Harvey, A. W. 1990. Sexual differences in contemporary selection acting on size in the hermit crab *Clibanarius digueti*. *The American Naturalist*, 136(3), 292-304. doi:10.2307/2678832.
- Hazlett, B.A. 1971. Chemical and chemotactic stimulation of feeding behavior in the hermit crab *Petrochirus diogenes*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 39(4), 665-670. doi:10.1016/0300-9629(71)90190-3.

- Hazlett, B.A. 1981. The Behavioral Ecology of Hermit Crabs. 1981. Annual Review of Ecology and Systematics, 12, 1–22.
- Howard, S.C., Hentschel, B.T. 2017. Effects of Short-Term Food Variability on the Plasticity of Age and Size at Metamorphosis of Porcelain Crab. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 1960-1971.
- Jensen, G.C. 1989. Gregarious settlement by megalopae of the porcelain crabs *Petrolisthes cinctipes* (Randall) and *P. eriomerus* Stimpson. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 131(3), 223-231. doi:10.1016/0022-0981(89)90114-7.
- Jones, J., Wood, B.J. 2017. Marine Invertebrates of Bermuda Arrow Crab (*Stenorhynchus seticornis*) Consultado el 9 de julio de 2017, de: <http://www.thecephalopodpage.org/MarineInvertebrateZoology/Stenorhynchusseticornis.html>.
- Kim, W., Abele, L.G. 1988. The snapping shrimp genus *Alpheus* from the eastern Pacific (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 454, 1-119.
- Kropp, R.K. 1981. Additional Porcelain Crab Feeding Methods (Decapoda, Porcellanidae). *Crustaceana*, 40(3), 307-310.
- Leija, T.A. 1994. Tamaño y densidad de *Neaxius vivesi* (Thalassinoidea: Axüdae), en Bahía de Los Angeles, Baja California, México. *Revista de Biología Tropical*, 42(3), 719-721.
- Lemaitre, R., McLaughlin, A.P. 1996. Revision of *Pylopagurus* and *Tomopagurus* (crustacea: decapoda: paguridae), with the descriptions of new genera and species. part v. *Anisopagurus*, *Mclaughlin*, *Manucomplanus*, *Mclaughlin*, and *Protoniopagurus* new genus. *Bulletin of Marine Science*, 59(1), 89-141.
- Lively, C.M., Raimondi, P.T. 1987. Desiccation, predation, and mussel-barnacle interaction in the northern Gulf of California. *Oecologia*, 74, 304–309. doi:10.1007/BF00379374
- Malusa, J.R. 1986. Life History and Environment in Two Species of Intertidal Barnacles. *Biological Bulletin*, 170(3), 409-428.
- Marchinko, K.B., Palmer, A.R. 2003. Feeding in flow extremes: dependence of cirrus form on wave-exposure in four barnacle species. *Zoology*, 106(2), 127-41. doi:10.1078/0944-2006-00107
- Martin, S. 2012. *Dardanus megistos*. White-spotted hermit crab. Consultado el 10 de julio de 2017, de <http://www.gbri.org.au/OldClasses/2012/Dardanusmegistos%7CStormMartin.aspx>.
- Nanthinidevi, A., Bathumalai, P. 2012. Study of gut content and toxin properties of coral crabs from satang Island of Sarawak.

- Paul, R.K.G. 1981. Natural Diet, Feeding and Predatory Activity of the Crabs *Callinectes arcuatus* and *C. toxotes* (Decapoda, Brachyura, Portunidae). *Marine Ecology Progress Series*, 6, 91-99. doi:10.3354/meps006091
- Paul, R.K.G. 1982. Abundance, breeding and growth of *Callinectes arcuatus* Ordway and *Callinectes toxotes* Ordway (Decapoda, brachyura, portunidae) in a lagoon system on the Mexican Pacific coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14(1), 13-26. doi:10.1016/S0302-3524(82)80064-9
- Paula, J., Hartnoll, R.G. 1989. The larval and post-larval development of *Percnon gibbesi* (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) and the identity of the larval genus *Pluteocaris*. *Journal of Zoology, London* 218: 17-37.
- Paula, J., Cartaxana, A. 1991. Complete Larval Development of the Spider Crab *Stenorhynchus lanceolatus* (Brullé, 1837) (Decapoda, Brachyura, Majidae), Reared in the Laboratory. *Crustaceana*, 60(2), 113-122. doi:10.1163/156854091X00335.
- Phillips, B.F., Joll, L.M., Sandland, R.L., Wright, D. 1983. Longevity, Reproductive Condition and Growth of the Western Rock Lobster, *Panulirus cygnus* George, Reared in Aquaria. *Marine and Freshwater Research*, 34(3), 419-429. doi:10.1071/MF9830419.
- Pipitone, C., Badalamenti, F., Sparrow, A. 2001. Contribution to the Knowledge of *Percnon Gibbesi* (Decapoda, Grapsidae), an Exotic Species Spreading Rapidly in Sicilian Waters. *Crustaceana*, 74(10), 1009-1017. doi:10.1163/15685400152691061.
- Pope, H.R., Alexander, M.E., Robinson, T.B. 2016. Filtration, feeding behaviour and their implications for future spread: A comparison of an invasive and native barnacle in South Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 479, 54-59. doi:10.1016/j.jembe.2016.02.010.
- Poupin, J., Bouchard, J.M. 2006. The eastern Pacific species of the genus *Calcinus* Dana, 1851, with description of a new species from Clipperton Island (Decapoda, Anomura, Diogenidae). *Zoosystema*, 28(2), 465-486.
- Provenzano Jr, Anthony J. 1962. The larval development of *Calcinus tibicen* (Herbst)(Crustacea, Anomura) in the laboratory. *The Biological Bulletin*, 123(1), 179-202.
- Puccio, V., Relini, M., Azzurro, E. 2003. Osservazioni sulla riproduzione di *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) nelle isole pelagie (Sicilia). *Biologia Marina Mediterranea*, 10(2), 267-272.
- Puccio, V., Relini, M., Azzurro, E., Orsi, R.L. 2006. Feeding habits of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Sicily Strait. *Hydrobiologia*. 557, 79-84.
- Raimondi, P.T. 1990. Settlement behavior of *Chthamalus anisopoma* larvae largely determines the adult distribution. *Oecologia*, 85(3), 349-360. doi:10.1007/BF00320610.

- Rorandelli, R., Gomei, M., Vannini, M., Cannicci, S. 2007. Feeding and masking selection in *Inachus phalangium* (Decapoda, Majidae): Dressing up has never been so complicated. *Marine Ecology Progress Series*, 336, 225–233. doi:10.3354/meps336225.
- Sakai, K. 2011. Axioidea of the world and a reconsideration of the Callianassoidea (Decapoda, Thalassinidea, Callianassida), Vol. 13. Brill, Leiden, Boston.
- Schubart, C.D., Basch, L.V., Miyasato, G. 1995. Recruitment of *Balanus glandula* Darwin (Crustacea: Cirripedia) into empty barnacle tests and its ecological consequences. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 186(2), 143-181. doi:10.1016/0022-0981(94)00142-Z.
- Sciberras, M., Schembri, P.J. 2008. Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. *Marine Biology Research*, 4(5), 321-332. doi:10.1080/17451000801964923.
- Siddiqui, F.A., Mclaughlin, P.A., Crain, J.A. 1993. Larval development of the hermit crab *Clibanarius albidigitus* (Crustacea: Anomura: Diogenidae) reared under laboratory conditions. *Marine Biology*, 116, 603-613.
- Simoes, F., Ribeiro, F., Jones, D. 2002. Feeding early larval stages of fire shrimp *Lysmata debelius* (Caridea, Hippolytidae). *Aquaculture International*, 10, 349-360.
- Snyder, C.E.K. 1980. Tidal clustering and dispersal of the hermit crab *Clibanarius digueti*. *Marine Behaviour and Physiology*, 7(2), 135-154. doi:10.1080/10236248009386977.
- Snyder, C.E. K. 1981. The adaptive significance of clustering in the hermit crab *Clibanarius digueti*. *Marine Behavior and Physiology*, 8(1), 43-53. doi:10.1080/10236248109387002.
- Somiya, R., Tamaki, A. 2017. Unraveling mating behavior for *Axiidea* (Crustacea: Decapoda): Burrow-dwelling callianassid shrimp in intertidal sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 305–313. doi:10.1016/j.jembe.2016.09.019.
- Taylor, R.C. 1967. The anatomy and adequate stimulation of a chordotonal organ in the antennae of a hermit crab. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 20(3), 709-716.
- Tran, M.V. 2014. Coexisting generalist scavengers occupy different feeding niches. *Marine Biology*, 161(11), 2589-2596. doi:10.1007/s00227-014-2530-7.
- Tran, M.V., O'Grady, M., Colborn, J., Van Ness, K., Hill, R.W. 2014. Aggression and food resource competition between sympatric hermit crab species. *PLoS ONE*, 9(3), 1-7. doi:10.1371/journal.pone.0091823.
- Tran, M.V. 2015. Behavioral reactions to novel food odors by intertidal hermit crabs. *Behavioural Processes*, 113, 35–40. doi:10.1016/j.beproc.2014.12.015

- Turra, A., Leite, F.P.P. 2000. Population biology and growth of three sympatric species of intertidal hermit crabs in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(6), S002531540000312X. doi:10.1017/S002531540000312X.
- Vela, M. J., González, G.J.I. 2016. Larval descriptions of the family Porcellanidae: A worldwide annotated compilation of the literature (Crustacea, Decapoda). *ZooKeys*, 564, 47-70. doi:10.3897/zookeys.564.7018.
- Villalejo, F.M., Velazquez, A.J.I. 2007. Reproduction of the blue lobster *Panulirus inflatus* (bouvier, 1895) at “Bahía de Loreto” National Park, Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*, 26(4), 1165–1168. doi:10.2983/07308000(2007)26[1165:ROTLBP]2.0.CO;2.
- Wicksten, M. 2009. Interactions with fishes of five species of *Lysmata* (Decapoda, Caridea, Lysmatidae). *Crustaceana*, 82(9), 1213–1223. doi:10.1163/156854009X448899.
- Wicksten, M.K. 2011. Swimming and the Stockade: Defensive Behaviors in the False Arrow Crab, *Metoporphaphis calcarata* (Brachyura: Inachidae). *Journal of Crustacean Biology*, 31(2), 249-253. doi:10.1651/10-3379.1.
- Wu, R.S.S. 1981. The effect of aggregation on breeding in the barnacle *Balanus glandula* Darwin. *Canadian Journal of Zoology*, 59(6), 890–892. doi:10.1139/z81-127
- Yang, W.T. 1976. Studies On the Western Atlantic Arrow Crab Genus *Stenorhynchus* (Decapoda Brachyura, Majidae) I. Larval Characters of Two Species and Comparison with Other Larvae of Inachinae 1). *Crustaceana*, 31(2), 157-177. doi:10.1163/156854076X00198.
- Zhang, D., Lin, J. 2004. Mating without Anterior Pleopods in a Simultaneous Hermaphroditic Shrimp, *Lysmata wurdemanni* (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 77(10), 1203-1212.
- Zimba, P.V., Hill, E.M., Withers, K. 2016. Benthic microalgae serve as the major food resource for porcelain crabs (*Petrolisthes* spp.) in oyster reefs: Digestive track content and pigment evidence. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 483, 53–58. doi:10.1016/j.jembe.2016.06.005.
- Zimmer, F.K.R., Tyre, E.J., Case F.J. 1985. Chemical attraction causing aggregation lobster, *Panulirus interruptus* (randall), and in the probable ecological significance. *Biological Bulletin*, 169, 106-118.

Phylum Mollusca

- Abasolo, P.F., Mazón, S.J.M., Saucedo, P.E. 2009. Response and condition of larvae of the scallops *Nodipecten subnodosus* and *Argopecten ventricosus* reared at the hatchery with different seawater sources. *Aquaculture*, 296(3-4), 255-262. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.08.028.
- Aboul, E.I.A. 1959. On the Food of Nudibranchs. *Biological Bulletin*, 117(3), 439. doi:10.2307/1538855.

- Alejandrino, A., Valdés, Á. 2006. Phylogeny and biogeography of the Atlantic and eastern Pacific *Hypselodoris stimpson*, 1855 (Nudibranchia, Chromodorididae) with the description of a new species from the Caribbean Sea. *Journal of Molluscan Studies*, 72(2), 189-198. doi:10.1093/mollus/eyi064.
- Alf A, Kreipl K. 2003. The family Turbinidae, subfamily Turbininae, genus *Turbo*. Hackenheim: Conchbooks. Germany.
- Allmon, W.D. 2011. Natural History of Turritelline Gastropods (Cerithioidea: Turritellidae): A Status Report. *Malacologia*, 54(1-2), 159-202. doi:10.4002/040.054.0107.
- Ambrose, R.F. 1984. Food preferences, prey availability, and the diet of *Octopus bimaculatus* Verrill. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 77(1-2), 29-44. doi:10.1016/0022-0981(84)90049-2.
- Angel, D.M.A., Arellano, M.M., Ceballos, V.B.P., Robles, M.M., Robles, R.E., Camacho, M.M. A., Saucedo, P.E. 2015. Reproductive and larval performance of the pen shell *Atrina maura* in relation to the origin and condition of broodstock. *Journal of Shellfish Research*, 34(2), 401-408. doi:10.2983/035.034.0223.
- Aquarium of the Pacific. 2014. "California Brown Sea Hare". Aquarium of the Pacific. Consultado el 26 de junio del 2017, de: http://www.aquariumofpacific.org/onlinelearningcenter/species/california_brown_sea_hare.
- Arch, S., Smock, T. 1977. Egg-laying behavior in *Aplysia californica*. *Behavioral Biology*, 19(1), 45-54. doi:10.1016/S0091-6773(77)91331-1.
- Arizpe, C.O. 1995. Mortality, growth and somatic secondary production of the bivalve, *Pinna rugosa* (sowerby), in suspended and bottom culture in Bahia de La Paz, Mexico. *Aquaculture Research*, 26(11), 843-853. doi:10.1111/j.1365-2109.1995.tb00878.x.
- Aspinall, R. 2013. A Guide to Clean-up Crew. *UltraMarine Magazine*, (40), 44. Consultado el 4 de julio de 2017, de, <http://search.proquest.com/docview/1432540794/A345F1B4CBE74C16PQ/2?accountid=63987>
- Audesirk, T. 1979. A field study of growth and reproduction in *Aplysia californica*. *The Biological Bulletin*, 157(3) 407-421.
- Avila, C., Grenier, S., Tamse, C.T., Kuzirian, A.M. 1997. Biological factors affecting larval growth in the nudibranch mollusc *Hermisenda crassicornis* (Eschscholtz, 1831). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218(2), 243-262. doi:10.1016/S0022-0981(97)00077-4.
- Baldwin, J., Lee, A.K. 1979. Re-examination of the contributions of aerobic and anaerobic energy production during swimming in the bivalve mollusc *Limaria fragilis* (Family Limidae). *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, 129(4), 361-364.

- Bayne, B.L., Worrall, C.M. 1980. Growth and production of mussels *Mytilus edulis* from two populations. Marine Ecology Progress Series. 3, 317-328.
- Behrens, D.W., Gosliner, T.M., Hermosillo, A. 2009. A New Species of Dorid Nudibranch (Mollusca) from the Revillagigedo Islands of the Mexican Pacific, 60(11), 423-429.
- Behrens, D.W., Hermosillo, A. 2005. Eastern Pacific Nudibranchs. A Guide to the Opisthobranchs from Alaska to Central America. Sea Challengers, Monterey, California.
- Bertsch, H. 1978. The Chromodoridinae Nudibranchs from the Pacific coast of America. - Part II The genus *Chromodoris*. The Veliger, 20(4): 307-327.
- Bertsch, H., Marlett, C. M. 2011. The seris, the sun and slugs: Cultural and natural history of *Berthellina ilisima* and other opisthobranchia in the central sea of Cortez. Thalassas, 27(2), 9-21.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Cáceres, P.I.J, A., Cáceres, M.C., Saucedo, P.E. 2009. Annual Reproductive Effort of Pacific Winged Pearl Oyster *Pteria sterna* and Its Relation with the Timing for Planning Pearl Seeding Operations. Journal of Shellfish Research, 28(3), 471-476.
- Calderón, A.L.E., Aragón, N.E.A., Reyes, B.H., Paniagua, C.C.G., Romo, C.A.E., Moreno, R.V.M. 2010. Reproduction of the cortés geoduck *Panopea globosa* (Bivalvia:Hiatellidae) and its relationship with temperature and ocean productivity. Journal of Shellfish Research 29: 131-141.
- Cart, B., Faulkner, D.J. 1986. Role of secondary metabolites in feeding associations between a predatory nudibranch, two grazing nudibranchs, and a bryozoan. Journal of Chemical Ecology, 12(3), 795-803.
- Ceballos, V.B.P., Arellano, M.M., Garcia, D.F., Villalejo, F.M. 2000. Reproductive cycle of the rugose pen shell, *Pinna rugosa* Sowerby, 1835 (Mollusca: bivalvia) from Bahia Concepcion), Gulf of California and its relation to temperature and photoperiod. Journal of Shellfish Research, 19(1), 95-99.
- Cerón, O.A.N., Cordero, B., Arredondo, V.B.O., Voltolina, D. 2009. Effect of algal diet and temperature on survival, growth and biochemical composition of spat of the lion's paw scallop *Nodipecten subnodosus*. Aquaculture, 298(1), 64-69. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.10.006.
- CONABIO, 2002. *Pteria sterna* (Gould, 1851). Consultado el 6 de julio de 2017, de <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/ise/fichasnom/Pteriasterna00.pdf>.
- Cortez, L.G., Arreola, L.J.A., Chávez, V.J., Aragón, N.E.A. 2011. Edad, crecimiento y mortalidad de la almeja de sifón, *Panopea globosa* (Bivalvia: Hiattellidae) en la región central del Golfo de California, México. Revista de biología marina y oceanografía, 46(3), 453-462.

- Cudney, B.R., Prescott, R., Huerta, O.H. 2008a. The black murex snail, *Hexaplex nigritus* (Mollusca, Muricidae), in the Gulf of California, México: I. Reproductive ecology and breeding aggregations. *Bulletin of Marine Science*, 83: 285-298.
- Cudney, B.R., Rowell, K. 2008b. Establishing a Baseline for Management of the Rock Scallop, *Spondylus calcifer* (Carpenter 1857): Growth and Reproduction in the Upper Gulf of California, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 27(4), 625-632. doi:10.2983/0730-8000(2008)27[625:EABFMO]2.0.CO;2.
- Cudney, B.R., Rowell, K. 2008c. The black murex snail, *Hexaplex nigritus* (mollusca, muricidae), in the gulf of California, Mexico: ii. growth, longevity, and morphological variations with implications for management of a rapidly declining fishery. *Bulletin of Marine Science*, 83(2), 299-313.
- Da Silva, C.F., Corte, G.N., Yokoyama, L.Q., Abrahão, J.R., Amaral, A.C.Z. 2015. Growth, mortality, and reproduction of *Tagelus plebeius* (Bivalvia: Solecurtidae) in Southeast Brazil. *Helgoland Marine Research*, 69(1), 1-12. doi:10.1007/s10152-014-0417-0.
- D'Asaro, C.N. 1969. The egg capsules of *Jenneria pustulata* (Lightfoot, 1786) with notes on spawning in the laboratory. *Veliger*, 11: 182-184.
- Donovan, D.A., Baldwin, J. 1999. Cost of transport in the swimming bivalve *Limaria fragilis*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 33(1), 51-58. doi:10.1080/10236249909387081.
- Donovan, D.A., Elias, J.P., Baldwin, J. 2004. Swimming behavior and morphometry of the file shell *Limaria fragilis*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 37(1), 7-16. doi:10.1080/10236240310001603774.
- Duprat, B.G., García, D.F. 2005. Reproductive cycle of the rock oyster *Hyotissa hyotis* (Linné, 1758) (Griphaeidae) at the La Ballena Island, Gulf of California, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 24, 987-993.
- Eyster, L.S. 1980. Distribution and reproduction of shell-less opisthobranchs from South Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 30(3), 580-599.
- Fernández, R.M. J., Navarro, J.M., Cisternas, B.A., Babarro, J.M. F., Labarta, U. 2013. Enzymatic digestive activity and absorption efficiency in *Tagelus dombeii* upon *Alexandrium catenella* exposure. *Helgoland Marine Research*, 67(4), 653-661. doi:10.1007/s10152-013-0351-6.
- Ferreira, A.A., García, E.Z., González, G.M.A., Valenzuela, E.E. 2015. Growth, Survival, and Feeding Rates for the Geoduck *Panopea globosa* During Larval Development. *Journal of Shellfish Research*, 34(1), 55-61. doi:10.2983/035.034.0108.
- FISHLORE. Aquarium Fish Information. 2017. Turbo Snail - *Turbo fluctuosa*. Consultado el 4 de julio de 2017, de, <https://www.fishlore.com/Profiles-TurboSnail.htm>.

- Foster, G.G., Hodgson, A.N. 1998. Consumption and apparent dry matter digestibility of six intertidal macroalgae by *Turbo sarmaticus* (Mollusca: Vetigastropoda: Turbinidae). *Aquaculture*, 167(3-4), 211-227. doi:10.1016/S0044-8486(98)00315-9.
- Foster, G.G., Hodgson, A.N., Balarin, M. 1999. Effect of diet on growth rate and reproductive fitness of *Turbo sarmaticus* (Mollusca: Vetigastropoda: Turbinidae). *Marine Biology*, 134(2), 307-315. doi:10.1007/s002270050548.
- Frank, P.W. 1969. Growth Rates and Longevity of Some Gastropod Mollusks on the Coral Reef at Heron Island. *Oecologia*, 250, 232-250.
- Frank, P.W. 1975. Latitudinal variation in the life history features of the black turban snail *Tegula funebris* (Prosobranchia: Trochidae). *Marine Biology*, 31(2), 181-192. doi:10.1007/BF00391630.
- Gäde, G. 1981. Energy production during swimming in the adductor muscle of the bivalve *Lima hians*: comparison with the data from other bivalve mollusks. *Physiology Zoology*, 54, 400-406.
- Garcia, C.J.A., Garcia, D.F., Lluch, B.D., Hernandez, V.S. 2004. El Niño and La Niña effects on reproductive cycle of the pearl oyster *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856) (Pteriidae) at Isla Espiritu Santo in the Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*, 23(1), 113-121.
- Gerdes, R., Fieber, L.A. 2006. Life history and aging of captive-reared California sea hares (*Aplysia californica*). *Journal of the American Association for Laboratory Animal Science: JAALAS*, 45(1), 40-47.
- Gev, S., Achituv, Y., Susswein, A.J. 1984. Seasonal determinants of the life cycle in two species of *Aplysia* found in shallow waters along the Mediterranean coast of Israel. *Marine Biology Ecology*, 74, 67-83.
- Gibson, G.D. 2003. Larval development and metamorphosis in *Pleurobranchaea maculata*, with a review of development in the Notaspidea (Opisthobranchia). *Biological Bulletin*, 205(2):121-132.
- Goddard, J. 2000. Sponge prey of *Chromodoris macfarlandi*. Sea slug forum. Consultado el 3 de julio de 2017, de: <http://www.seaslugforum.net/find/2499>.
- Goddard, J.H.R. 2005. Ametamorphic Direct Development in *Dendrodoris behrensi* (Nudibranchia: Dendrodorididae), with a Review of Developmental Mode in the Family. *Proceedings of the California Academy of Sciences (Fourth Series)*, 56(19), 201-211.
- Granjero, W.M. 1978. *Tambja* y *Roboastra* (Mollusca: Opisthobranchia) del GC y las Islas Galápagos. *El veliger*, 20(4), 375-385.
- Guderley E.H., Tremblay, I. 2016. Chapter 12. Swimming in Scallops. En: Shumway, E.S., Parsons, G.J. (Eds), *Scallops: Biology, Ecology, Aquaculture, and Fisheries*. Elsevier B.V. pp 535-566

- Gustavo, C.L., Arreola, L.J.A., Villalba, C.J., Aragón N.E.A. 2014. Distribución y abundancia de la almeja de sifón *Panopea globosa* (Bivalvia: Hiatellidae), en la región central del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 24(3), 167–174. doi:10.4067/S0718-19572011000300014.
- Guzmán, H.M. 1988. Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la Isla del Caño, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 191-207.
- Hernández, O.L., García, D.F., Arellano, M.M., Ceballos, V.B. 2007. Reproductive Cycle of the Pearl Oyster *Pteria Sterna* (Pteriidae) in the Ojo De Liebre Lagoon, B.C.S., Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 26(2), 543-548. doi:10.2983/0730-8000(2007)26[543:RCOTPO]2.0.CO;2.
- Hickman Jr, C.P., Finet, Y. 1999. A field guide to marine molluscs of Galápagos. An Illustrated Guidebook to the Common Intertidal and Shallow-water Snails, Bivalves, and Chitons of the Galápagos Islands. Sugar Spring Press. Lexington, Virginia.
- Hofmeister, J.K.K., Voss, K.M. 2017. Activity space and movement patterns of *Octopus bimaculatus* (Verrill, 1883) around Santa Catalina Island, California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 344-351. doi:10.1016/j.jembe.2016.10.024.
- Holland A.F., Dean J.M. 1977. The Biology of the Stout Razor Clam *Tagelus plebeius*: I. Animal-Sediment Relationships, Feeding Mechanism, and Community Biology. *Chesapeake Science*, 18(2) 58-66.
- Hoover, C., Lindsay, T., Goddard, J.H.R., Valdés, Á. 2015. Seeing double: Pseudocryptic diversity in the *Doriopsilla albopunctata-Doriopsilla gemela* species complex of the north-eastern Pacific. *Zoologica Scripta*, 44(6), 1–20. <https://doi.org/10.1111/zsc.12123>.
- Karuso, P. 1987. Chemical Ecology of the Nudibranchs En: Scheuer J.P. (Ed.), *Bioorganic Marine Chemistry Volumen 1*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp. 31-60.
- Katoh, M. 1989. Life History of the Golden Ring Cowry *Cypraea annulus* Mollusca Gastropoda on Okinawa Island Japan. *Marine Biology*, 101(2), 227–234.
- Kohn, A.J. 1961. Studies on spawning behavior, egg masses, and larval development in the gastropodgenus *Conus*, part I. Observations on nine species in Hawaii. *Pacific Science*, 15, 162–179.
- Kumar, P.S., Kumar, D.S., Umamaheswari, S. 2015. A perspective on toxicology of *Conus* venom peptides. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, 8(5), 337-351. doi:10.1016/S1995-7645(14)60342-4.
- Kupfermann, I. 1968. A circadian locomotor rhythm in *Aplysia californica*. *Physiology and Behavior*, 3, 179-181.
- Kupfermann, I. 1974. Feeding behavior in *Aplysia*: A simple system for the study of motivation. *Behavior Biology*, 10, 1-26.

- Kupfermann, I., Carew, T. 1974. Behavior patterns of *Aplysia californica* in its natural environment. *Behavioral Biology*, 337(4157), 317-337.
- Kwok, K.B., Huang, R. 2000. Diet and Feeding preference of Turbo Cornutus (Gastropoda: Turbinidae) in Hong Kong. En: Morton B. (Ed), *The Marine Flora and Fauna of Hong Kong and Southern China V. Proceedings of the Tenth International Marine Biological Workshop: The Marine Flora and Fauna of Hong Kong and Southern China*. Hong Kong, 6-26 April, 1998. Hong Kong, Hong Kong University Press. pp. 205-216.
- Lamar University. 2011. Flamingo Tongue, *Cyphoma gibbosum*. Consultado el 29 de junio de 2017, de <https://artssciences.lamar.edu/biology/marine-critters/marine-critters-1/flamingo-tongue.html>.
- Leonard, J.L., Lukowiak, K. 1985. Courtship, copulation, and sperm trading in the sea slug, *Navanax inermis* (Opisthobranchia: Cephalaspidea). *Canadian Journal of Zoology*, 63(12), 2719-2729. doi:10.1139/z85-406.
- Leonard, J.L., Lukowiak, K. 1991. Sex and the simultaneous hermaphrodite: testing models of male-female conflict in a sea slug, *Navanax inermis* (Opisthobranchia). *Animal Behaviour*, 41(2), 255-266. doi:10.1016/S0003-3472(05)80477-4.
- Lodeiros, C., Soria, G., Valentich-Scott, P., Munguía-Vega, A., Cabrera, J. S., Cudney-Bueno, R., Loor, A., Márquez, A., Sonnenholzner, S. (2016). Spondylids of Eastern Pacific Ocean. *Journal of Shellfish Research*, 35(2), 279-293. doi:10.2983/035.035.0203.
- Lodeiros, C.J., Himmelman, J.H. 1999. Reproductive cycle of the bivalve, *Lima scabra* (Pterioida: Limidae) and its association with environmental conditions. *Revista de Biología Tropical*, 47(3), 411-418.
- Loor, A., Ortega, D., Lodeiros, C., Sonnenholzner, S. 2016. Early life cycle and effects of microalgal diets on larval development of the spiny rock-scallop, *Spondylus limbatus* (Sowerby II, 1847). *Aquaculture*, 450, 328–334. doi:10.1016/j.aquaculture.2015.08.012.
- López, R.J.A., Arellano, M.M., Ceballos, V.BP., Velázquez, A.I., Castellanos, M.S., Torreblanca, R.E. 2012. Use of Length-Frequency Analysis for Growth Estimation of the California Two-Spotted Octopus *Octopus bimaculatus* Verril 1883 of the Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*, 31(4), 1173-1181. doi:10.2983/035.031.0428.
- M. Domínguez, M., Pola, M., Ramón, M. 2015. A new species of Tambja (Mollusca, Gastropoda, Nudibranchia) from the Mediterranean Sea: description of the first species of the genus from the Balearic Islands and Malta. 69, 205-212. doi:10.1007/s10152-015-0429-4.
- Martínez Sáenz, P.G. 1999. Biología reproductiva de la almeja navaja *Tagelus californianus* (conrad,1837) en puerto Balandra, B.C.S. México. Tesis en Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 63 pp.

- Castellanos-Martinez, S. 2008. Reproducción del pulpo *Octopus bimaculatus* Verrill, 1883 en Bahía de los Ángeles, Baja California, México. Tesis Doctoral. Instituto Politecnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. doi:10.2983/035.033.0129.
- Michiels, N.K., Raven, Y.H.A., Kleine, B.K. 2003. Sperm trading and sex roles in the hermaphroditic opisthobranch sea slug *Navanax inermis*: Eager females or opportunistic males? *Biological Journal of the Linnean Society*, 78(1), 105-116. doi:10.1046/j.10958312.2003.00135.x.
- Miller, D.M. 1998. *Chromodoris galexorum*. Consultado el 1 de junio de 2017 de: <http://slugsite.us/bow/nudiwk40.html>.
- Moretzsohn, F. 2014. Cypraeidae: How Well-Inventoried is the Best-Known Seashell Family?. *American Malacological Bulletin*, 32(2), 278-289. doi:10.4003/006.032.0219.
- Murillo, P.J.C. 2010. Population ecology of two species of chitons, *Chiton goodallii* and *Chiton sulcatus*, in the rocky coastline of San Cristóbal Island, Galapagos. *Galapagos Report*, 70-75.
- National Geographics, 2017. Nudibranchs. Consultado el 1 de junio de 2017 de: <http://www.nationalgeographic.com/animals/invertebrates/group/nudibranchs/>.
- Padilla V.C., Carballo, J.L., Camacho, M.L. 2010. A Qualitative Assessment of Sponge-Feeding Organisms from the Mexican Pacific Coast. *The Open Marine Biology Journal*, 4(1), 39-46. doi:10.2174/1874450801004010039.
- Paine, R.T. 1965. Natural history, limiting factors and energetics of the opisthobranch *Navanax inermis*. *Ecology*, 46(5), 603-619. doi:10.2307/1935000.
- Paine, R.T. 1971. Energy flow in a natural population of the herbivorous gastropod *Tegula funebris*. *Limnology and Oceanography*, 16, 86-98.
- Passamonti, M. 2015. The family Cypraeidae (Gastropoda Cypraeoidea) an unexpected case of neglected animals. *Biodiversity Journal*, 6(1), 449-466.
- Paul, V., Van, A.K. 1988. The use of ingested algal diterpenoids by *Elysia halimeda* MacNae (Opisthobranchia: Ascoglossa) as antipredator defences. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, 119, 15-29
- Pawlik, J.R. 1989. Larvae of the sea hare *Aplysia californica* settle and metamorphose on an assortment of macroalgal species. *Marine Ecology Progress Series*, 52, 195-199. doi:10.3354/meps051195.
- Paz, G.D.A., Aldana, M.A., Cabral, T.R.A., Balart, E.F. 2012. High predation by the corallivore sea snail *Jenneria pustulata* in a high-latitude reef in the Gulf of California. *Marine Biodiversity Records*, 5, e94. doi:10.1017/S1755267212000826
- Perron, F.E. 1983. Growth, Fecundity, and Mortality of *Conus Pennaceus* in Hawaii. *Ecology*, 64(1), 53-62.

- Perron, F. E. 1986. Life history consequences of differences in developmental mode among gastropods in the genus *Conus*. *Bulletin of Marine Science*, 39(2), 485-497.
- Pickstone, B. 2012. *Limaria fragilis* (The Fragili File CLam). Consultado el 4 de julio de 2017, de <http://www.gbri.org.au/Classes/2012/Limariafragilis%7CBriannaPickstone.aspx>
- Racotta, I.S., Ramirez, J.L., Ibarra, A.M., Rodríguez, J.M.C., Carreño, D., Palacios, E. 2003. Growth and gametogenesis in the lion-paw scallop *Nodipecten* (*Lyropecten*) *subnodosus*. *Aquaculture*, 217(1-4), 335-349. doi:10.1016/S0044-8486(02)00366-6
- Reid, J.D. 1964. The reproduction of the sacoglossan opisthobranch *Elysia maoria*. *Journal of Zoology*, 143(3), 365-393.
- Rodríguez, A.S.M., Villalejo, F.F., García, D.R., Guerrero, C. 2005. Biochemical composition and its relationship with the gonadal index of the black oyster *Hyotissa hyotis* (Linnaeus, 1758) at Espiritu Santo Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*, 24: 975-978.
- Rudman W.B. 1977. *Chromodorid* opisthobranch Mollusca from East Africa and the tropical West Pacific. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 61: 351-397
- Rudman, W.B. 1983. The Chromodorididae (Opisthobranchia: Mollusca) of the Indo-West Pacific: *Chromodoris splendida*, *C. aspersa* and *Hypselodoris placida* colour groups. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 78, 105-173.
- San Diego Community NewsPaper Group. 2010. Consultado el 30 de junio de 2017, de: http://www.sdnews.com/view/full_story/7879728/article-Tide-Lines--Finding-coffee-beans--a-perk-for-divers?mobile_view=false.
- Saucedo, P.E., Ocampo, L., Monteforte, M., Bervera, H. 2004. Effect of temperature on oxygen consumption and ammonia excretion in the Calafia mother-of-pearl oyster, *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856). *Aquaculture*, 229(1-4), 377-387. doi:10.1016/S0044-8486(03)00327-2
- Saucedo, P.E., Ormart, C.P., Osuna, G.M. 2007. Towards development of large-scale hatchery cultivation of larvae and spat of the pearl oyster *Pinctada mazatlanica* in Mexico. *Aquaculture*, 273(4), 478-486. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.10.029.
- Saucedo, P.E., Rodríguez, J.C., Aldana, A.C., Monsalvo, S.P., Reynoso, G.T., Villarreal, H., Monteforte, M. 2001. Gonadic conditioning of the calafia mother-of-pearl oyster, *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856), under two temperature regimes. *Aquaculture*, 195(1-2), 103-119. doi:10.1016/S0044-8486(00)00552-4.
- Sea slug. 2008. Larval rearing in *Elysia diomedea*. Consultado el 28 de junio de 2017, de: <http://www.seaslugforum.net/message/21911>.

- Serrano, G.S.J. 1835. Análisis prospectivo de las relaciones morfométricas de *Pinna rugosa* Sowerby, 1835 (BIVALVIA: PINNIDAE). *Ciencias y Mar*, 1835, 31-39.
- Sheridan Rabbitt. 2013. *Elysia* sp. Sea slug. Consultado el 28 de junio de 2017, de: <http://www.gbri.org.au/SpeciesList/Elysiasp%7CSheridanRabbitt.aspx>.
- Shumway E.S., Parsons, G.J. (Eds.). 2016. *Scallops: Biology, Ecology, Aquaculture, and Fisheries*. (3era ed.) Elsevier, B.V.
- Siqueiros, B.D.A., Argumedo, H.U.A. 2012. Diversidad de diatomeas en la dieta in situ de *Chiton virgulatus* (Mollusca: Polyplacophora) de Baja California Sur, México. *Hidrobiologica*, 22(3), 267–281.
- Smoothey, A.F. 2013. Habitat-Associations of Turban Snails on Intertidal and Subtidal Rocky Reefs. *PLoS ONE*, 8(5), 1-9. doi:10.1371/journal.pone.0061257.
- Soria, G., Tordecillas, G.J., Cudney, B.R., Shaw, W. 2010. Spawning Induction, Fecundity Estimation, and Larval Culture of *Spondylus Calcifer* (carpenter, 1857) (bivalvia: Spondylidae). *Journal of Shellfish Research*, 29(1), 143-149. doi:10.2983/035.029.0108.
- Spencer, H.J.M., Moore, P.G. 2000. *Limaria hians* (Mollusca: Limacea): a neglected reef-forming keystone species. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. 10, 267-277.
- Suastegui, J.M.M. 1987. Evaluación de cinco dietas microbiales en el crecimiento larval de *Madiolus capax* *Iconrad. 1871 y Pinctada mazatlantica (MOUUSCA BIVALVIA)*. Tesis de Maestría en Ciencias Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 70 pp.
- Sukhotin, A.A., Strelkov, P.P., Maximovich, N.V., Hummel, H. 2007. Growth and longevity of *Mytilus edulis* (L.) from northeast Europe. *Marine Biology Research*, 3(3), 155-167. doi:10.1080/17451000701364869.
- Tapia, M.S., García, E.Z., Vadopalas, B., Davis, J. 2015. Growth and Burrowing Rates of Juvenile Geoducks *Panopea generosa* and *Panopea globosa* under Laboratory Conditions. *Journal of Shellfish Research*, 34(1), 63-70. doi:10.2983/035.034.0109.
- Terlau, H., Olivera, B.M. 2004. Conus venoms: a rich source of novel ion channel-targeted peptides. *the American Physiological Society*, 84, 41-68.
- Titschack, J., Zuschin, M., Spotl, C., Baal, C. 2010. The giant oyster *Hyotissa hyotis* from the northern Red Sea as a decadal-scale archive for seasonal environmental fluctuations in coral reef habitats. *Coral Reefs*, 29(4), 1061-1075. doi:10.1007/s00338-010-0665-7.
- Trench, R.K., Boyle, J.E., Smith, D.C. 1973. The association between chloroplasts of *Codium fragile* and the mollusc *Elysia viridis*. I. Characteristics of isolated *Codium* chloroplasts. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 184(1074), 51-61.

- Trickey, J.S., Vanner, J., Wilson, N.G. 2013. Reproductive variance in planar spawning *Chromodoris* species (Mollusca: Nudibranchia). *Molluscan Research*, 33(4), 265-271. doi:10.1080/13235818.2013.801394
- Trigg, C., Moore, C.G. 2009. Recovery of the biogenic nest habitat of *Limaria hians* (Mollusca: Limacea) following anthropogenic disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(2), 351-356. doi:10.1016/j.ecss.2009.01.016.
- Trowbridge, C.D. 2000. The missing links: Larval and post-larval development of the ascoglossan opisthobranch *Elysia viridis*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 1087-1097. doi:10.1017/S0025315400003155.
- Tyler-Walters, H. Perry, F., 2016. *Limaria hians* beds in tide-swept sublittoral muddy mixed sediment. Consultado el 5 de julio de 2017, de http://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/112/limaria_hians_beds_in_tide-swept_sublittoral_muddy_mixed_sediment.
- Valdès, À., Ortea, J., Àvila, C., Ballesteros, M. 1996. Review of the genus *Dendrodoris ehrenberg*, 1831 (Gastropoda: Nudibranchia) in the Atlantic Ocean. *Journal of Molluscan Studies*, 62(1), 1-31. doi:10.1093/mollus/62.1.1.
- Vega de la Vega, M. del R. 2012. Caracterización de la reproducción de *Spondylus calcifer* (Carpenter, 1857) en un centro de actividad biológica: Bahía de Los Ángeles, Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). 64 pp
- Velázquez, A.I., López, R.J.A., Arellano, M.M., Ceballos, V.B.P., Cabrera, M.A. 2016. Estimación de parámetros de crecimiento en una población de almeja mano de león (*Nodipecten subnodosus*). *Hidrobiológica*, 26(1), 133-142.
- Vélez-Arellano, M.N. 2012. Ciclo reproductivo del quitón *Chiton virgulatus* Sowerby, 1840 en dos localidades de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. 61 pp.
- Villalejo, F.M., Arellano, M.M., Ceballos, V.B.P., Garcia, D.F. 2002. Reproductive cycle of *Spondylus calcifer* Carpenter, 1857 (Bivalvia: Spondylidae) in the "Bahia de Loreto" National Park, Gulf of California, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 21(1), 103-108.
- Villalejo, F.M., Arellano, M.M., Ceballos, V.B.P., González, C.D., Berovides, Á.V., Tripp, Q.A., Tripp, V.A. 2015. *Spondylus calcifer* Carpenter, 1857: Antecedentes de la especie. *Amici Molluscarum*, 13(1), 39-42.
- Villalejo, F.M., Hernández, C.J.E., Arellano, M.M., Ceballos, V.B.P., Tripp, Q.A., Tripp, V.A., Capetillo P.N., Berovides, Á.V., Fernández, A.E. 2015b. *Spondylus crassisquama* Lamarck, 1819: antecedentes de la especie. *Amici Molluscarum*, 23(1-2), 43-47.

- Villalejo, F.M., Muñetón, G.M.S. 2002. Tópicos sobre la biología de la almeja burra *Spondylus calcifer* (Carpenter, 1857) en Isla Danzante Golfo de California. *Hidrobiológica*, 12(1), 79-87.
- Villegas, E.J.A., Ceballos, Vázquez, B.P., Markaida, U., Abitia, C.A., Medina, L.M.A., Arellano, M.M. 2014. Diet of *Octopus bimaculatus* Verril, 1883 (Cephalopoda: Octopodidae) in Bahía de Los Angeles, Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*, 33(1), 305-314. doi:10.2983/035.033.0129
- Vite, G.N., Saucedo, P.E. 2008. Energy Storage and Allocation During Reproduction of Pacific Winged Pearl Oyster *Pteria sterna* at Bahía de la Paz, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 27(2), 375-383. doi:10.2983/07308000(2008)27[375:ESAADR]2.0.CO;2.
- Waite, R., Allmon, W.D. 2013. Observations on the biology and sclerochronology of *Turritella leucostoma* (Valenciennes, 1832; Cerithioidea: Turritellidae) from the Gulf of California. *American Malacological Bulletin*, 31(2), 297-310. doi:10.4003/006.031.0209
- Wilson, B.R. 1985. Direct development in southern Australian cowries (Gastropoda: Cypraeidae). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 36, 267-280.
- Wright, L.H., Holguin, O., Arreguín, F. 2009. Abundancia y estructura poblacional de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856) (Bivalvia: Pteriidae) en el litoral oriental de Baja California Sur, México. Introducción Material y métodos. *Aquaculture*, 44(2), 295-307. doi:10.4067/S0718-19572009000200004.
- Wright, L.H., Holguín, Q.O., Arreguín, S.F., Roque, V.I. 2008. Crecimiento y mortalidad de la madreperla *Pinctada mazatlanica* en poblaciones naturales del litoral oriental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 53-61.
- Wright, L.H., Holguin, Q.O., Arreguin, S.F., Roque-Villada, I. 2009. Crecimiento y mortalidad de la concha nacar *Pteria sterna* en bancos silvestres de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 57(3), 659-670.
- Yee, E.H., Murray, S.N. 2004. Effects of temperature on activity, food consumption rates, and gut passage times of seaweed-eating Tegule species (Trochidae) from California. *Marine Biology*, 145(5), 895-903. doi:10.1007/s00227-004-1379-6.
- Yonge, C.M. 1973. Functional morphology with particular reference to hinge and ligament in *Spondylus* and *Plicatula* and discussion on relations within the superfamily pectinacea (Mollusca: Bivalvia). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(883), 173-208.

Phylum Echinodermata

- Agnetta, D., Bonaviri, C.C., Badalamenti, F., Scianna, C.C., Vizzini, S., Gianguzza, P. 2013. Functional traits of two co-occurring sea urchins across a barren/ forest patch system. *Journal of Sea Research*, 76, 170-177.

- Allee, W.C., Flower, J.R. 1932. Studies in animal aggregations: further studies on oxygen consumption and autotomy of the brittle star, *Ophioderma*. The Journal of Experimental Zoology, 64(1), 33-50.
- Alvarado, J.J. 2008. Aggregation behavior of the sea urchin *Astropyga pulvinata* (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) in Punta Flor, Bahía Culebra, Costa Rica. Pacific Science, 62(4), 579-592.
- Alvarado, J.J., Cortés, J. 2009. Echinoderms. En: Wehrtmann, I.S., Cortés, J. (Eds.) Marine biodiversity of Costa Rica, Central America. Springer. pp. 421-434.
- Alvarado, J.J., Solís, M.F.A. 2013. Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer Berlin Heidelberg.
- Alvarado, J.J., Reyes B.H., Benítez, V.F. 2015. *Diadema mexicanum*, erizo de mar clave en los arrecifes coralinos del Pacífico Tropical Oriental: lo que sabemos y perspectivas futuras (Diadematoidea: Diadematoidea). Revista de Biología Tropical, 63(2), 135-157.
- Andrew, N.L., Byrne, M. 2007. Chapter 10, Ecology of *Centrostephanus*. En: Lawrence J.M. (Eds.), Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. 2^{da} edición. Developments in aquaculture and fisheries science Vol 37. Elsevier Amsterdam. pp. 191-204.
- Atwood, G.D. 1973. Larval development in the asteroid *Echinaster echinophorus*. Biological Bulletin. Marine Biological Laboratory, 144(1), 1-11.
- Ayala, B.A., Reyes, B.H., Herrero, P.M.D., Walther, M.M., de Lara, V.C.F. 2011. New records and range extensions of *Astrodictyum panamense* (Ophiuroidea: Gorgonocephalidae) in the eastern Pacific Ocean. Marine Biodiversity Records, 4, e46. doi:10.1017/S1755267211000327.
- Babcock, R., Mundy, C., Keesing, J., Oliver, J. 1992. Predictable and unpredictable spawning events: *in situ* behavioural data from free-spawning coral reef invertebrates. Invertebrate Reproduction y development, 22(1), 213-227. doi:10.1080/07924259.1992.9672274.
- Barahona, M., Navarrete, S.A. 2009. Movement patterns of the seastar *Heliaster helianthus* in central Chile: Relationship with environmental conditions and prey availability. *Marine Biology*, 157(3), 647-661. doi:10.1007/s00227-009-1350-7.
- Béarez, P., Bujard, J.T. 2013. First record of *Astrocaneum spinosum* (Echinodermata: Ophiuroidea: Gorgonocephalidae) from the Gulf of Guayaquil, tropical eastern Pacific. Marine Biodiversity Records, 6(e138), 6-8. doi:10.1017/S1755267213001000.
- Benítez, V.F., Ávila, P.O.H., Díaz, M.J. P., Bravo, R.A.R. 2015. Gonad development stages and reproductive traits of *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) from Oaxaca, Mexico. Invertebrate Reproduction and Development, 59(4), 237-249. doi:10.1080/07924259.2015.1108935.

- Benítez, V.F., Aguilar, D.C., Ávila, P.O.H. 2012. Reproductive biology of ophiocoma aethiops and *O. alexandri* (Echinodermata: Ophiuroidea) from Estacahuite Bay, Oaxaca, Mexico. *Aquatic Biology*, 17(2), 119-128. <https://doi.org/10.3354/ab00467>.
- Bertsch, H., Aguilar Rosas L.E. 20016. Invertebrados Marinos del Noroeste de México. Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Investigaciones Ocenológicas (IIO) Baja California México.
- Birkeland, C. 1996. Why some species are especially influential on coral-reef communities and others are not. *Galaxea*, 13, 77-84
- Blake, D. B. 1990. Adaptive zones of the class Asteroidea (Echinodermata). *Bulletin of Marine Science*, 46(3), 701–718.
- Bolton, T.F., Thomas, F.I.M. 2002. Physical forces experienced by echinoid eggs in the oviduct during spawning: Comparison of the geminate pair *Echinometra vanbrunti* and *Echinometra lucunter*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 267(2), 123-137. doi:10.1016/S0022-0981(01)00344-6.
- Borges, M., Yokoyama, L., Amaral, A. 2009. Gametogenic cycle of *Ophioderma januarii*, a common Ophiodermatidae (Echinodermata: Ophiuroidea) in southeastern Brazil. *Zoología* 26: 118–126.
- Boyer-Henri, E. 1987. The Natural Disappearance of a Top Carnivore and Its Impact on an Intertidal Invertebrate Community: The Interplay of Temperature and Predation on Community Structure (Gulf of California). Tesis de Doctorado en Ciencias. The University of Arizona. 88 pp.
- Brandt, M., Guarderas, P. 2002. Erizos de Mar. En: Danulat, E., Graham, J.E. (Eds). Reserva Marina de Galápagos. Línea Base de la Biodiversidad. Fundación Charles Darwin, Santa Cruz, Galápagos, Ecuador. pp. 396-418.
- Brandt, M., Witman, J.D., Chiriboga, A.I., 2012. Influence of a dominant consumer species reverses as increased diversity. *Ecology*, 93, 8486-8478.
- Cabanillas, T.N., Loor, A.P., Rodríguez, B.R., Cortés, J. 2016. Trophic ecology of sea urchins in coral-rocky reef systems, Ecuador. *PeerJ*, 4, e1578. doi:10.7717/peerj.1578.
- Cameron, R.A. 1986. Reproduction larval occurrence and recruitment in Caribbean Sea urchins. *Bulletin of Marine Science*. 39, 332-346.
- Caso, M.E. 1974a. Contribución al estudio de los equinoideos de México, morfología de *Tripneustes depressus* Agassiz y estudio comparativo entre *T. ventricosus* y *T. depressus*. *Anales del centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Autónoma de México, 1(1), 25-39.
- Caso, M.E. 1974b. Contribución al estudio de los equinoideos de México el género, *Tripneustes Agassiz*. morfología y ecología de *Tripneustes ventricosus* (Lamarck). *Anales del centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Autónoma de México, 1(1), 1-24.

- Castilla, J.C., Navarrete, A.S., Manzur, T., Barahona, M. 2013. *Heliaster helianthus*. En: Lawrence, M.J. (Ed.). STARFISH, Biology and Ecology of the Asteroidea. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. pp 153-160.
- Castillas, J.C., Navarrete, S.A., Manzur, T., Baraon M. 2013. *Heliaster helianthus*. En: Lawrence, J.M. (Ed.), Starfish: Biology and Ecology of the Asteroidea. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. pp. 153-161.
- Chartock, M.A., 1983. Habitat and feeding observations on species of *Ophiocoma* (ophiocomidae) at Enewetak. *Micronesica*, 19, 131-149.
- Chen, A., Soong, K. 2010. "Uncovering" behavior at spawning of the trumpet sea urchin *Toxopneustes pileolus*. *Zoological Studies*, 49(1), 9.
- Christensen, A.M. 1970. Feeding biology of the sea-star *Astropecten irregularis* Pennant. *Ophelia*, 8(1), 1-134. doi:10.1080/00785326.1970.10429554.
- Cisternas, P., Byrne, M. 2005. Evolution of abbreviated development in the ophiuroid *Ophiarachnella gorgonia* involves heterochronies and deletions. *Canadian Journal of Zoology*, 83(8), 1067-1078. doi:10.1139/z05-092.
- Clark, H. L. 1907. The starfishes of the genus *Heliaster*. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 51(2):25-76.
- Cobb, J., Lawrence, J.M., 2005. Diets and coexistence of the sea urchins *Lytechinus variegatus* and *Arbacia punctulata* (Echinodermata) along the central Florida gulf coast. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 171-182.
- Crawford, T.J., Crawford, B.J. 2007. *Linckia multifora* (Echinodermata: Asteroidea) in Rarotonga, Cook Islands: Reproductive Mechanisms and Ecophenotypes. *Pacific Science*, 61(3), 371-381.
- Dana, T., Wolfson, A. 1970. Eastern Pacific crown of thorns starfish populations in the lower Gulf of California. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 16, 83-90.
- Domínguez, A., Rosas, J., Velásquez, A., Cabrera, T., Mata, E. 2007. Desarrollo, supervivencia y crecimiento del erizo *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) alimentado con microalgas a dos salinidades y temperaturas diferentes. *Revista de Biología Marina Y Oceanografía*, 42(1), 49-57. doi:10.4067/S0718-19572007000100006.
- Drummond, A.E. 1994. Aspects of the life history biology of three species of sea urchins on the South African east coast. En: David, B., Guille, A., Feral, J.P., Roux, M. (Eds). *Echinoderms through Time*. AA Balkema, Rotterdam, pp 637-64.
- Duarte, C. A. (2011). *Comparación del patrón reproductivo entre Ophiocoma alexandri Ophiocoma aethiops (Echinodermata: Ophiuroidea) y su relación con las variables ambientales temperatura,*

- luminosidad, horas de luz, pluviosidad, clorofilas y salinidad. Tesis. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel.
- Dungan, M.L., Miller, E.T., Thomson, A.D. 1982. Catastrophic decline of a top carnivore in the Gulf of California rocky intertidal zone. *Science*, 216(4549), 989-991. doi:10.1126/science.216.4549.989.
- Emler, R.B., McEdward, L.R., Strathman, R.R. 1987. Echinoderm larval ecology viewed from the egg. En: Jangoux, M., Lawrence, J.M. (Eds.), *Echinoderm Studies*, vol. 2. Balkema, Rotterdam, pp. 55-136.
- Emler, R.B., 1988. Larval form and metamorphosis of a 'primitive' sea urchin, *Eucidaris thouarsi* (Echinodermata: Echinoidea, Cidaroida), with implications for developmental and phylogenetic studies. *Biological Bulletin*, 174(1), 4–19. doi:10.2307/1541754.
- Emler, R.B. 1995. Development mode and species geographic range in regular sea urchins (Echinodermata: Echinoidea). *Evolution*, 49, 476-489.
- Emler, R.B., 2010. Morphological evolution of newly metamorphosed sea urchins—a phylogenetic and functional analysis. *Integrative and Comparative Biology*, 50, 571-588. doi:10.1093/icb/icq073.
- Emler, R.B., Young, C.M., George, S.B. 2002. Phylum Echinodermata: Echinoidea. En: Young, C.M. (Ed), *Atlas of Marine Invertebrate Larvae*. Academic Press, London, pp 531–552.
- Enochs, C.I., Glynn, W.P. 2017. Chapter 10. Corallivory in the Eastern Pacific En: Glynn, W.P., Manzello P.D.,
- Enochs C.I. Coral Reef of the Eastern Tropical Pacific. Persistence and Loss in a Dynamic Environment. *Coral Reefs of the World 8*. Springer Nature, Springer Netherlands. pp 315-337.
- Fretwell, K., Starzomski, B. 2014. Biodiversity of the Central Coast. Orange sea cucumber, red sea cucumber, vermilion sea cucumber, red sea gherkin. *Cucumaria miniata*. Consultado el 20 de junio de 2017, de: <http://www.centralcoastbiodiversity.org/orange-sea-cucumber-bull-cucumaria-miniata.html>
- Frick, J.E. 1998. Evidence of Matrotrophy in the Viviparous Holothuroid Echinoderm *Synaptula*. *Invertebrate Biology*, 117(2), 169-179.
- Gianguzza, P., Bonaviri C. 2013. Capítulo 19, Arbacia. En: Lawrence, J.M. (Eds) *Sea urchins: Biology and ecology* 3era edición. *Developments in aquaculture and fisheries science* Vol 38. Elsevier Amsterdam. pp. 275- 283.
- Glynn, P.W. 2008. Food-web structure and dynamics of eastern tropical Pacific coral reefs: Panamá and Galápagos Islands. En: McClanahan TR, Branch GM (Eds.), *Food webs and the dynamics of marine reefs*. Oxford University Press, Oxford, pp 185-208.
- Glynn, P.W., Wellington, G.M. 1983. *Corals and coral reefs of the Galapagos Islands*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles California.

- Glynn, P.W., Wellington, G.M., Birkeland, C., 1979. Coral reef growth in the Galapagos: limitation by sea urchins. *Science*, 203, 47-49.
- Gómez, O., Gómez, A. 2005. Desarrollo embrionario y larval de *Lytechinus variegatus* (Echinoidea: toxopneustidae) en condiciones de laboratorio en la Isla de Margarita-Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 53(3), 313-318.
- González Peláez, S.S. 2004. Biología Poblacional del Erizo *Echinometra vanbruti* (Echinodermata: Echinoidea), en el sur del golfo de California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas Del Noroeste, S.C. Baja California Sur. 105 pp.
- Granja, F.R., Antonio, P.V., López, P.R. A. 2013. *Euapta godeffroyi* (Holothuroidea: Synaptidae): Filling the distribution gap between Mexico and Costa Rica, eastern tropical Pacific. *Hidrobiologica*, 23(1), 130-132.
- Guarderas, A.P. 2000. Dinámica poblacional y ecología trófica del erizo blanco *Tripneustes depressus* (Echinodermata: Echinoidea) en Santa Cruz, Galápagos. Tesis de Licenciatura. Pontificia Univ Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Hammond, L.S. 1983. Nutrition of deposit-feeding holothuroids and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series*, 10, 297-305.
- Harriott, V.J. 1985. Reproductive biology of three congeneric sea cucumber species, *holothuria atra*, *h. Impatiens* and *h. edulis*, at heron reef, great barrier reef. *Marine and Freshwater Research*, 36(1), 51-57. doi:10.1071/MF9850051.
- Harvey, E.B., 1956. *The American Arbacia and Other Sea Urchins*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Heffernan, J.M., Wainwright S.A. 1974. Locomotion of the Holothurian *Euapta lappa* and Redefinition of Peristalsis. *Biological Bulletin*, 147(1), 95-104.
- Hendler, G. 1975. Adaptational significance of the patterns of ophiuroid development. *Integrative and Comparative Biology*, 15(3), 691-715. doi:10.1093/icb/15.3.691
- Hendler, G. 1981. The feeding biology of *Ophioderma brevispinum* (Ophiuroidea: Echinodermata). En: Lawrence, M.J., (Eds), *Echinoderms: Proceedings of the International Conference Tampa Bay*. A.A. Balkema/Rotterdam, University of South Florida, Tampa.
- Hendler, G., Littman, B.S. 1986. The ploys of sex: relationships among the mode of reproduction, body size and habitats of coral-reef brittlestars. *Coral Reefs*, 5(1), 31-42. doi:10.1007/BF00302169
- Hendler, G. 1991. Echinodermata: Ophiuroidea. En: Giese, A.C., Pearse, J.S. (Eds.), *Reproduction of Marine Invertebrates*, Vol. VI. Blackwell Scientific and The Boxwood Press, Pacific Grove, California. pp. 355-511.

- Herández, A.P., Méndez, R.L., Zenteno, S.T., O'Hara, M.T., Harley, R.J., Serviere, Z.E. 2016. Concentrations of trace elements in sea urchins and macroalgae commonly present in Sargassum beds: implications for trophic transfer. *Ecological Research*, 31(6), 785-798. doi:10.1007/s11284-016-1390-7.
- Herrera-Escalante, T. 2005. Dinámica poblacional y reproducción de la estrella de mar *Phataria unifascialis* (gray 1840) (echinodermata: asteroidea) en Pichilingue, Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 80pp.
- Herrero, P.M.D., Reyes, B.H., Garcia, D.F., Cintra, B.C.E. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. *Marine Biology*, 135(3), 521-532. doi:10.1007/s002270050653.
- Herrero, P.M.D., Reyes, B.H. 2008. Weight-Length relationship and relative condition of the holothurian *Isostichopus fuscus* at Espíritu Santo Island, Gulf of California, México. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 273-280.
- Herrero, P.M.D., Granja, F.R., Hoyos, P.M., Reyes, B.H. 2014. New record of the basket star *Gorgonocephalus eucnemis* (Ophiuroidea: Gorgonocephalidae) at the Pacific coast of Mexico. *Marine Biodiversity Records*, 7(e33), 1-3. doi:10.1017/S1755267214000323.
- Herrero, P.M.D., Ramírez, O.G., Rosales, E.M., Reyes, B.H. 2015. Densidad poblacional y distribución espacial de erizos de mar (Echinodermata: Echinoidea) en la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México, *Revista de Biología Tropical*, 63(2), 221-232. doi: 10.15517/rbt.v63i2.23156.
- Herrero, P.M.D., Reyes, B.H., Garcia, D.F., Cintra, B.C.E. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. *Marine Biology*, 135(3), 521–532. doi:10.1007/s002270050653.
- Herrero, P.M.D., Reyes, B.H., Granja, F.R. 2016. Effects of environmental factors on the abundances of the basket stars *Astrocaneum spinosum* and *Astrodictyum panamense* (Ophiuroidea: Gorgonocephalidae) in the northern Gulf of California, Mexico. *Marine Biology Research*, 1-10. doi:10.1080/17451000.2016.1236203.
- Hickman Jr C.P. 1998. A field guide to Sea Stars and other Echinoderms of Galápagos. Sugar Spring Press Lexington, Virginia.
- Hill, N.A., Blount, C., Poore, A.G.B., Worthington, D.G., Steinberg, P.D. 2003a. Grazing effects of the sea urchin *Centrostephanus rodgersii* in two contrasting rocky reef habitats: effect of urchin density and its implications for the fishery. *Marine and Freshwater Research*, 54, 691-700.
- Hill, S.K., Lawrence, J.M., 2003b. Habitats and characteristics of the sea urchins *Lytechinus variegatus* and *Arbacia punctulata* (Echinodermata) on the Florida gulf-coast shelf. *Marine Ecology*, 24, 15-30.
- Hoegh, G.O., Pearse J.S. 1995. Temperature, Food Availability, and the Development of Marine Invertebrate Larvae. *American Zoologist*, 35, 415-425.

- Hooker, Y. Solís, M.F.A., Lleellish, M. 2005. Equinodermos de las Islas Lobos de Afuera (Lambayeque, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 12(1), 77-82.
- Hyman, L.H. 1955. *The Invertebrates: Echinodermata*. McGraw-Hill Book Company, New York, New York, U.S.A. Idrovo., Sonnenholzner; J. 1994. Distribución y abundancia de *Tripneustes depressus* Agassiz 1863, y *Diadema mexicanum* Agassiz 1863 (Echinodermata: Echinoidea) en Punta Los Frailes, Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guayaquil, Guayaquil. pp.
- James, D.W. 2000. Diet, movement, and covering behaviour of the sea urchin *Toxopneustes roseus* in rhodolith bed in the Gulf of California, México. *Marine Biology*, 137, 913-923. doi:10.1007/s002270000423.
- James-Wayland J. 1998. *The biology of Toxopneustes roseus* in rhodolith beds in Baja California Sur, Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias. San Jose State University. 58 pp.
- Jangoux, M. 1982. Food and feeding mechanisms: Asteroidea. En: Jangoux M., Lawrence, J.M. (Eds) *Echinoderm nutrition*. A. A. Balkema, Amsterdam, Rotterdam. pp. 117-160.
- Jangoux, M., Lawrence, J.M., 1982. *Echinoderm nutrition*. A. A. Balkema, Amsterdam, Rotterdam
- Kennedy, B., Pearse J.S. 1975. Lunar synchronization of the monthly reproductive rhythm in the sea urchin *Centrostephanus coronatus* Verrill. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 17, 323–331.
- King, Z. 2012. The University of Queensland Invertebrate. *Linckia multifora* (Lamarck, 1816). *Multi-pore Sea Star*. Consultado el 12 de junio de 2017, de: <http://www.gbri.org.au/Classes/2012/Linckiamultifora%7CZaraKing?PageContentID=2740>.
- Kroh, A., Smith, A.B., 2010. The phylogeny and classification of post-Palaeozoic echinoids. *Journal of Systematic Palaeontology*, 8, 147-212.
- Lamar University. 2011. Impatient Sea Cucumber. *Holothuria impatiens*. Consultado el 20 de junio de 2017 de <https://artssciences.lamar.edu/biology/marine-critters/marine-critters-1/impatient-sea-cucumber.html>
- Lares, M.T., McClintock, J.B. 1991. The effects of food quality and temperature on the nutrition of the carnivorous sea urchin *Eucidaris tribuloides* (Lamarck). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 149(2), 279-286. doi:10.1016/0022-0981(91)90050-7.
- Lauzon, G.J., Scheibling, R.E., Barbeau, M.A. 2008. Formation and Propagation of Feeding Fronts in Benthic Marine Invertebrates: A Modeling Approach. *Ecology*, 89(11), 3150-3162.
- Lawrence, J.M. 1975. On the relation between marine plants and sea urchins. *Oceanography. Marine Biology*, 13, 213-286.

- Lawrence, J.M., Glynn, P.W. 1984. Absorption of nutrients from the coral *Pocillopora damicornis* (L.) by the echinoid *Eucidaris thouarsii* (val.). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 77(1), 111-112. doi:10.1016/0300-9629(84)90020-3.
- Lawrence, J.M., Agatsuma, Y. 2013. Tripneustes. En: Lawrence J.M. (Eds) *Sea urchins: Biology and ecology* 3era edition. *Developments in aquaculture and fisheries science* Vol 38. Elsevier Amsterdam. pp 491-507.
- Lessios, H.A. 1981. Reproductive periodicity of the echinoid *Diadema* and *Echinometra* on the two coasts of Panama. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 50, 47-61.
- Lessios, H.A., Robertson, D.R., Cubit, J.D. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science* 226: 335-337.
- Lessios, H.A., Cunningham, C.W., 1990. Gametic incompatibility between species of the sea urchin *Echinometra* on the two sides of the Isthmus of Panama. *Evolution*, 44, 933-941.
- Lessios, H.A. 2015. Echinoids of the Pacific Waters of Panama: Status of knowledge and new records. *Revista de Biología Tropical*. 53, 147-170.
- Levitan, D.R. 1988. Algal-urchin biomass responses following mass mortality of *Diadema antillarum* Philippi at Saint John, US Virgin Islands. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 119, 167-178.
- Levitan, D.R. 1991. Influence of Body Size and Population Density on Fertilization Success and Reproductive Output in a Free-Spawning Invertebrate. *Biological Bulletin*. 181, 261-268. doi:10.2307/1542097.
- Lizárraga, D., Danihel, A., Pernet, B. 2017. Low concentrations of large inedible particles reduce feeding rates of echinoderm larvae. *Marine Biology*, 164(5), 1–12. doi:10.1007/s00227-017-3134-9.
- López, A., López, L.D.A. 2016. Impacto bioerosivo de *Diadema mexicanum* en arrecifes de coral del Pacífico sur mexicano. *Ciencias Marinas*, 42, 67–79. doi:10.7773/cm.v42i1.2586.
- Luna, S. 2000 Distribución poblacional y ciclo reproductivo del erizo de mar blanco *Tripneustes depressus* (Echinodermata: Echinoidea) en las Islas Galápagos. Licenciatura Tesis de licenciatura, Universidad San Francisco de Quito, Quito, Ecuador.
- Luna, S.B.M., Reyes, B.H. 2010. Estructura comunitaria y trófica de las estrellas de mar (echinodermata: Asteroidea) en arrecifes rocosos de Loreto, Golfo de California, México. *Hidrobiologica*, 20(2), 127-134.
- Manzur, T., Brahona M., Navarrete S.A., 2008. Individual- and Population-Level Responses of a Keystone Predator to Geographic Variation. *The Ecological Society of America*, 89(7), 20052018.
- Mariante, F.L., Lemos, G.B., Eutrópio, F.J., Castro, R.R., Gomes, L.C. 2010. Reproductive biology in the starfish *Echinaster* (Othilia) *guyanensis* (Echinodermata: Asteroidea) in southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 27(6), 897-901.

- Maté, L.J., Brandt, M., Grassian, B., Chiriboga, A. 2017. Chapter 22. Field Guide to Select Eastern Pacific Corals and Associated Coral Reef Biota Pacific En: Glynn, W.P., Manzello P.D., Enochs C.I. Coral Reef of the Eastern Tropical Pacific. Persistence and Loss in a Dynamic Environment. Coral Reefs of the World 8. Springer Nature, Springer Netherlands. pp 593-637.
- Mazlan, N., Hashim, R. 2015. Spawning induction and larval rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Malaysia. SPC Beche-de-Mer Information Bulletin, (35), 32-36.
- McAlary, F.A. 1993. Population structure and reproduction of the fissiparous seastar, *Linckia columbiae*, on Santa Catalina Island, California. Pp. 233-248 in the Third California Islands Symposium.
- McClanahan, T.R., Muthiga, N.A. 2013. Chapter 23 *Echinometra*. En: Lawrence J.M. (Eds) Sea urchins: Biology and ecology 3era edition. Developments in aquaculture and fisheries science Vol 38. Elsevier Amsterdam. pp 337-353.
- McClintock, J.B., Hopkins, T., Marion, K., Watts, S., Schinner, G. 1993. Population structure, growth and reproductive biology of the Gorgonocephalid brittlestar *Asteropora annulata*. Bulletin of Marine Science, 52(3), 925-936.
- McEdward, L.R., Miner, B.G. 2001. Larval and life-cycle patterns in echinoderms. Canadian Journal of Zoology, 79(7), 1125-1170. doi:10.1139/z00-218.
- McEuen, F. S. 1987. Phylum Echinodermata, Class Holothuroidea. En: Strathmann, M. F. (Ed.). Reproduction and development of marine invertebrates of the northern Pacific coast, data and methods for the study of eggs, embryos, and larvae. University of Washington Press, Seattle, p. 556–596.
- McPherson, B.F. 1968. Contributions to the biology of the sea urchin *Euclidaris tribuloides* (Lamarck). Bulletin of Marine Science, 18, 400-443.
- Mercier, A., Hidalgo, R.Y., Hamel, J.F. 2005. Aquaculture of the Galapagos sea cucumber, *Isostichopus fuscus*. FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER, 347-358.
- Mercier, A., Hamel, J.F. 2013. Sea cucumber aquaculture: Hatchery production, juvenile growth and industry challenges. Advances in aquaculture hatchery technology: Woodhead Publishing, 431-454. doi:10.1533/9780857097460.2.431.
- Metaxas, A., Scheibling, R.E., Robinson, M.C., Young, C.M. 2008. Larval development, settlement, and early post-settlement behavior of the tropical sea star *Oreaster reticulatus*. Bulletin of Marine Science, 83(3), 471–480.
- Moore, H.B. 1966. Ecology of Echinoids. En: Boolootian, R. (Ed), Physiology of Echinodermata. New York: Interscience Publishers. pp 73-85.
- Muthiga, N.A. 1996. The role of early life history strategies on the population dynamics of the sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville) on reefs in Kenya. Tesis de Doctorado en Ciencias. University of Nairobi, Nairobi. 252 pp.

- Muthiga N.A., McClanahan T.R. 2007. Chapter 11, Ecology of *Diadema*. En: Lawrence J.M. (Eds.), Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. 2^{do} edición. Developments in aquaculture and fisheries science Vol 37. Elsevier Amsterdam. p 205-225.
- National Geographic, 2017. Sea Cucumbers. Consultado el 20 de junio de 2017 de: <http://www.nationalgeographic.com/animals/invertebrates/group/sea-cucumbers/>.
- Navarrete, A.S., Manzur, T. 2008. Individual- and Population-Level Responses of a Keystone Predator to Geographic Variation. *The Ecological Society of America*, 89(7), 2005-2018.
- Nelson, B.V., Vance, R.R. 1979. Diel foraging patterns of the sea urchin *Centrostephanus coronatus* as a predator avoidance strategy. *Marine Biology*, 51(3), 251-258. doi:10.1007/BF00386805.
- O'Neill, P. 1989. Structure and mechanics of starfish body wall. *The Journal of Experimental Biology*, 147, 53-89.
- Olivares, G.E. 1986. Algunos aspectos sobre la biología del erizo de espina larga *Diadema mexicanum* (Echinoidea: Echinodermata). I. Periodos reproductivos y II. Parasitismo. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México. 62 pp.
- Palma Ruiz A. 2003. Determinación de las especies depredadoras de coral presentes en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca: un estudio de campo y gabinete. Dissertation. Tesis de licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. 79 pp.
- Patent, D.H. 1969. The reproductive cycle of *Gorgonocephalus caryi* (Echinodermata; Ophiuroidea). *The Biological Bulletin*, 136, 241-252.
- Patent, D.H. 1970. Life history of the basket star, *Gorgonocephalus eucnemis* (Müller & Troschel) (Echinodermata; Ophiuroidea). *Ophelia*, 8(1), 145-159. doi:10.1080/00785326.1970.10429556.
- Patent, D.H. 1970b. The early embryology of the basket star *Gorgonocephalus caryi* (Echinodermata, Ophiuroidea). *Marine Biology*, 6, 262-267. doi:10.1007/BF00347235.
- Paterson, John C. 1996. Persisters and opportunists in an assemblage of coral-reef starfish. Tesis de doctorado. School of Biological Sciences, The University of Queensland. doi:10.14264/uql.2014.567.
- Pearse, J.S., Arch, S.W. 1969. The aggregation behavior of *Diadema* (Echinodermata: Echinoidea). *Micronesia* 5, 165-171.
- Pearse, J.S. 1970. Reproductive periodicities of Indo-Pacific invertebrates in the Gulf of Suez. III. The Echinoid *Diadema Setosum* (Leske). *Bulletin of Marine Science*, 20, 697-720.
- Pearse, J.S., Cameron, R.A. 1991. Echinodermata, Echinoidea. En: Giese, A.C., Pearse, J.S., Pearse, V.B. (Eds.) *Reproduction of marine invertebrates, Echinoderms and Lophophorates*, Vol. 6. The Boxwood Press, Pacific Grove, CA, pp 514-662.

- Pernet, B., Livingston, B.T., Sojka, C., Lizárraga, D. 2017. Embryogenesis and larval development of the seastar *Astropecten armatus*. *Invertebrate Biology*, 136(2), 121–133. doi:10.1111/ivb.12172
- Reef Sanctuary. 2007. Echinoderms: volumen 1. Consultado el 16 de junio del 2017. De <http://www.reefsanctuary.com/forum/index.php?threads/echinoderms-volume-1.22839/>.
- Reyes, B.H., Azcárraga A.G., Sierra A.R. 2005. Estructura de las asociaciones de las estrellas de mar (Asteroidea) en arrecifes rocosos del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 53(612), 233-244.
- Reyes, B.H., Calderon, A.L. 1999. Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology*, 20(3-4), 347-357. doi:10.1046/j.1439-0485.1999.2034080.x.
- Reyes, B.H., Herrero, P.M.D. 2003. Population parameters of an exploited population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. *Fisheries Research*, 59(3), 423-430. doi:10.1016/S0165-7836(02)00023-1.
- Rideout, R.S. 1978. Asexual reproduction as a means of population maintenance in the coral reef asteroid *Linckia multifora* on Guam. *Marine Biology*, 47(3), 287–295. doi:10.1007/BF00541006.
- Rojas, M.B., Benítez, V.F. 2015. Ecología poblacional de *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) en dos comunidades arrecifales de bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(1), 123-130. doi:10.7550/rmb.42918.
- Rosas, J., Velásquez, A., Saccha, F., Mata, E., Cabrera, T., 2009. Larval development and survival to metamorphosis of sea urchin *Tripneustes ventricosus* (Lamarck) (Echinodermata: Echinoidea) fed on microalgae at two temperatures. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44, 387-396.
- Rosenberg, R., Dupont, S., Lundälv, T., Sköld, H.N., Norkko, A., Roth, J., Stach, T., Thorndyke, M. 2005. Biology of the basket star *Gorgonocephalus caputmedusae* (L.). *Marine Biology*, 148(1), 43-50. doi:10.1007/s00227-005-0032-3.
- Rowe, F.W.E. 1977. A new family of Asteroidea (Echinodermata), with the description of five new species and one new subspecies of Asterodiscides. *Records of the Australian Museum*, 31(5), 187-233. doi:10.3853/j.0067-1975.31.1977.209.
- Ruiz, D.J., Wolff, M. 2011. The Bolivar Channel Ecosystem of the Galapagos Marine Reserve: Energy flow structure and role of keystone groups. *Journal of Sea Research*, 66(2), 123–134. doi:10.1016/j.seares.2011.05.006.
- Salazar, A., Reyes, B.H. 1998. Parasitismo de *Thyca callista* (Gastropoda: Capulidae) sobre *Phataria unifascialis* (Asteroidea: Ophidiasteridae) en el Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 46(3), 833–836.
- Samyn, Y., Berghe, E.V. 2000. Annotated Checklist of the Echinoderms from the Kiunga Marine National Reserve, Kenya. Part I: Echinoidea and Holothuroidea. *Journal of East African Natural History*, 89(1), 1-36. doi:10.2982/0012-8317(2000)89[1:ACOTEF]2.0.CO;2

- Sanchez, P. 1976. Origen secuencial de los rayos postmetamorficos en *Heliaster* y *Labidiaster* (Echinodermata: Asteroidea). *Revista Chilena de Historia Natural*, 73, 573-578.
- Sánchez-Villalobos, E.E. 2012. Dinámica poblacional y ciclo reproductivo de *Pharia pyramidatus* (gray, Bahía de La Paz, Baja California Sur, México). Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 64 pp.
- Santos, C.P., Coutinho, A.B., Hajdu, E., 2002. Spongivory by *Eucidaris tribuloides* from Salvador, Bahia (Echinodermata: Echinoidea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82, 295-297.
- Scheibling, R.E. 1981. Optimal foraging movements of *Oreaster reticulatus* (L.) (Echinodermata: Asteroidea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 51(2-3), 173-185. doi:10.1016/0022-0981(81)90127-1
- Scheibling, R.E., Lawrence, J.M. 1982. Differences in reproductive strategies of morphs of the genus *Echinaster* (Echinodermata: Asteroidea) from the Eastern Gulf of Mexico. *Marine Biology*, 70(1), 51-62. doi:10.1007/BF00397296.
- Scheibling, R.E., 2013. *Oreaster reticulatus*. En: Lawrence, M.J. (Ed.). STARFISH, Biology and Ecology of the Asteroidea. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. pp 142-152.
- Shimabukuro, S., 1991. *Tripneustes gratilla* (sea urchin). En: Shokit, S., Kakazu, K., Tomori, A., Toma, T., Yamaguchi, M. (Eds.), *Aquaculture in Tropical Areas*, Midori Shobo Co., Ltd., Tokyo, pp. 313-328.
- Skarbnik, L.J., Herrero, P.M.D., Reyes, B.H., Domínguez, F.G., Morales, J.T., 2010. Reproductive cycle of *Holothuria (Selenkothuria) lubrica* Selenka, 1867 (Echinodermata: Holothuroidea) in Bahía de la Paz, México. In: Harris LG, Böttger SA, Walker CW, Lesser MP (Eds), *Echinoderms: Durham. Proceedings of the 12th International Echinoderm Conference*. CRC Press, Taylor and Francis group, Balkema, Leiden, pp 487-494.
- Skarbnik-López J. 2006. Ciclo reproductivo de *Holothuria (Selenkothuria) lubrica* Selenka, 1867 (Echinodermata: Holothuroidea) en el sur de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México.
- Sloan, N., von Bodungen, B. 1980. Distribution and Feeding of the Sea Cucumber *Isostichopus badionotus* in Relation to Shelter and Sediment Criteria of the Bermuda Platform. *Marine Ecology Progress Series*. 2, 257-264. doi:10.3354/meps002257.
- Solís, M.F.A., Arriaga, O.J.A., Laguarda, F.A., Frontana, U.S. C., Durán, G.A. 2009. Holoturoideos (Echinodermata: Holothuroidea) del Golfo de California. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. México.
- Solís, M.F.A., Honey, E. M.B.I., Herrero, P.M. D., Benitez, V.F., Díaz, M.J.P, Buitrón, S.B.E., Palleiro, N.J.S., Durán, G.A. 2013. Chapter 2: The Echinoderms of Mexico: Biodiversity, Distribution and Current State of Knowledge. En: Alvarado J.J., Solis, M.F.A. (Eds.), *Echinoderm Research and Diversity in Latin America*. Springer Springer Heidelberg New York Dordrecht London. pp. 11-66.

- Stacey, M.W., Benavides, S.M., García, A.J.E., Hernández, D.E.A., Rodríguez, B.R. 2013. Review of Echinoderm Research in Puerto Rico, with the Focus on Biological and Ecological Aspects. En Alvarado, J.J. Solis, M. (Eds.), Echinoderm Research and Diversity in Latin America. Springer Heidelberg, New York. pp 437-469.
- Turner, L.R. 2013. Echinaster. En: Lawrence, M.J. (Ed.). STARFISH, Biology and Ecology of the Asteroidea. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. pp 200-215
- Vance, R.R. 1979. Effects of Grazing by the Sea Urchin, *Centrostephanus Coronatus*, on Prey Community Composition. The Ecological Society of America, 60(3), 537-546.
- Wahl, M., Hay, M.E., 1995. Associational resistance and shared doom: effects of epibiosis on herbivory. *Oecologia*. 102, 329–340.
- Watts, S.A., Scheibling, R.E., Marsh, G.A., McClintock B.J. 1982. Effect of Temperature and Salinity on Larval Development of Sibling Species of *Echinaster* (Echinodermata: Asteroidea) and Their Hybrids. *Biological Bulletin*, 163, 348-354.
- Williams, S.T. 2000. Species boundaries in the starfish genus *Linckia*. *Marine Biology*, 136(1), 137-148. doi:10.1007/s002270050016.
- World Association of Zoos and Aquariums (WAZA). 2017. Smooth Brittle Star (*Ophioderma longicauda*). Consultado el 16 de mayo de 2017, de <http://www.waza.org/en/zoo/choose-a-species/invertebrates/star-fishes-sea-urchins-and-relatives-echinodermata/ophioderma-longicauda>.
- Yamaguchi, M. 1973. Early life histories of coral reef asteroids, with special reference to *Acanthaster planci* (L.), En: Jones, O. A. (Ed.). *Biology and Geology of Coral Reefs V2: Biology 1*. Academic Press, New York. pp. 369-386.
- Yamaguchi, M. 1975. Coral-Reef Asteroids of Guam. *Biotropica*, 7(1), 12-23.

K. Anexo de la discusión

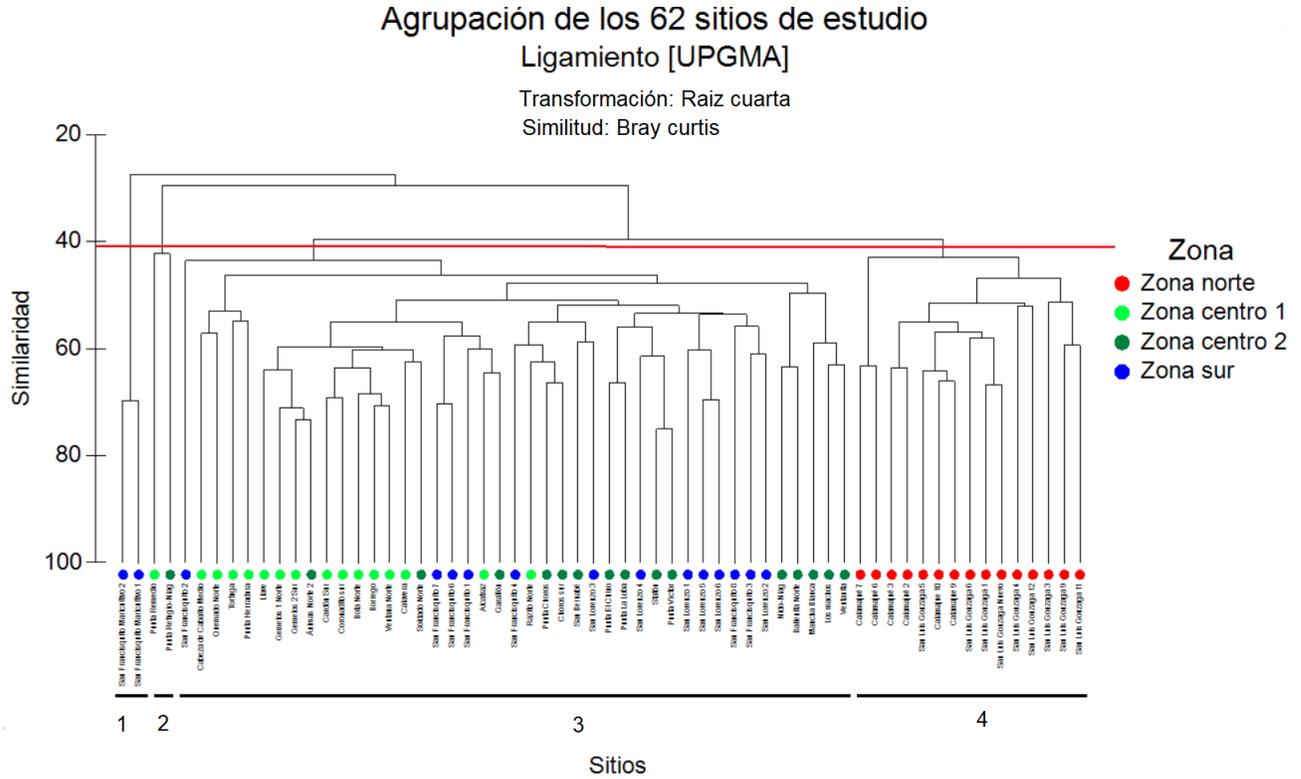


Figura 38. Agrupación de los sitios de estudio con respecto a las especies que contienen.

Tabla 40. Número de especies por grupo funcional para cada sitio de estudio.

Sitios	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
San Luis Gonzaga 1	3	2	0	2	1	1	1	0	3	2	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	0
San Luis Gonzaga Nuevo	2	1	0	2	1	2	2	0	3	2	2	0	1	0	0	1	0	0	1	2	1	1	0	0
San Luis Gonzaga 3	1	1	0	2	0	3	1	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
San Luis Gonzaga 4	1	2	0	1	3	3	1	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
San Luis Gonzaga 5	1	3	0	2	1	6	2	0	4	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
San Luis Gonzaga 6	1	5	0	1	1	4	2	0	3	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0
San Luis Gonzaga 9	1	1	0	2	0	2	3	0	2	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
San Luis Gonzaga 11	3	0	0	2	1	0	3	0	4	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
San Luis Gonzaga 12	1	2	0	2	2	5	3	0	4	1	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Calamajué 10	0	4	0	2	3	4	3	0	4	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1
Calamajué 9	1	2	0	2	2	3	2	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
Calamajué 7	1	5	0	1	1	2	2	0	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1
Calamajué 6	1	3	0	0	1	0	3	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Calamajue 3	1	3	0	2	1	2	2	0	6	1	2	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	1	1	0
Calamajue 2	2	3	0	2	2	0	1	0	4	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	1	1	0
Punta Remedio	0	1	0	0	0	1	2	0	3	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Alcatraz	3	1	1	2	2	3	3	0	3	3	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0
Cardón Sur	5	4	0	2	2	2	4	0	1	3	2	0	0	1	0	0	0	0	2	1	1	0	1	0
Coronadito sur	3	1	0	1	2	3	4	0	2	3	2	0	0	1	0	2	0	0	1	1	1	0	1	1

Tabla 40 Continuación del número de especies por grupo funcional para cada sitio de estudio.

Sitios	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	Ñ	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
Tortuga	2	1	0	1	0	2	5	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Calavera	3	3	0	2	0	0	4	0	2	2	3	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0
Bota norte	4	2	0	2	1	2	5	1	4	3	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Razito Norte	2	4	1	2	2	2	2	0	5	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
Borrego	2	2	0	1	1	1	5	0	5	3	2	0	1	0	0	2	0	0	2	1	0	0	1	0
Llave	2	3	0	2	1	3	5	0	4	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ventana Norte	3	2	1	2	1	3	4	0	4	3	3	0	2	1	0	0	0	0	2	1	1	0	1	0
Cabeza de caballo M.	4	3	0	1	1	3	6	0	7	2	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Gemelos 1 Norte	3	1	0	1	0	4	4	0	3	3	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0
Gemelos 2 Sur	3	1	0	2	1	0	5	0	5	3	1	0	0	3	0	2	1	0	0	1	0	0	0	1
Punta Herradura	3	2	1	1	1	1	3	0	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Quemado Norte	1	4	0	1	0	2	4	0	5	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Soldado Norte	2	2	0	2	0	0	4	0	3	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Ánimas Norte 2	3	3	0	2	1	1	5	0	3	3	1	0	0	1	0	3	0	0	1	1	0	0	0	0
Garañón	3	1	0	2	3	2	3	1	5	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
Punta Choros	1	5	0	2	2	2	4	0	5	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0
Choros Sur	2	3	0	2	1	0	3	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	1	1	1
San Bernabé	0	5	0	2	2	3	2	0	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Punta Refugio-Niag	1	1	0	0	0	0	3	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Nido-Niag	3	4	0	1	1	1	5	0	3	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0
Ballenita Norte	1	4	0	2	0	0	4	0	2	2	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
Los Machos	2	3	0	1	1	1	2	0	6	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0
Mancha Blanca	2	4	0	1	1	0	6	0	4	2	2	0	1	0	0	3	0	1	0	1	1	1	3	0
Ventanita	3	5	0	1	1	3	3	0	7	3	2	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	2	0
Statón	3	3	0	1	2	4	4	0	5	2	3	0	0	1	0	3	0	1	1	1	1	0	2	0
Punta El Chino	4	2	0	2	1	2	3	0	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Punta Víctor	4	3	0	2	3	1	4	0	4	2	1	0	0	2	0	1	0	1	2	1	0	1	1	1
Punta la loba	4	2	0	1	1	2	3	0	4	2	1	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	1	1	1
San Francisquito 1	2	2	1	2	3	4	4	0	2	3	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	2	0	0
San Francisquito 2	2	2	1	1	2	2	4	0	3	2	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
San Francisquito 7	2	2	1	2	2	1	4	0	5	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
San Francisquito M. 2	2	2	1	2	3	5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
San Francisquito M.1	2	3	0	2	3	2	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
San Francisquito 6	2	3	0	2	1	1	3	0	4	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0
San Francisquito 4	1	3	1	1	1	0	3	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
San Francisquito 3	3	3	0	2	1	2	4	0	5	2	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
San Francisquito 8	1	4	1	2	2	1	5	0	4	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	2	0
San Lorenzo 1	2	3	0	2	2	3	4	0	3	2	2	0	0	2	0	0	0	0	2	1	2	1	0	0
San Lorenzo 2	3	5	0	2	2	2	5	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
San Lorenzo 3	0	4	0	1	3	1	4	0	3	2	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
San Lorenzo 4	3	3	0	1	2	0	3	0	4	3	3	0	0	2	0	2	0	0	3	1	1	1	1	0
San Lorenzo 5	3	4	0	2	3	6	6	0	3	2	2	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
San Lorenzo 6	2	6	0	2	3	4	3	0	3	2	3	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0

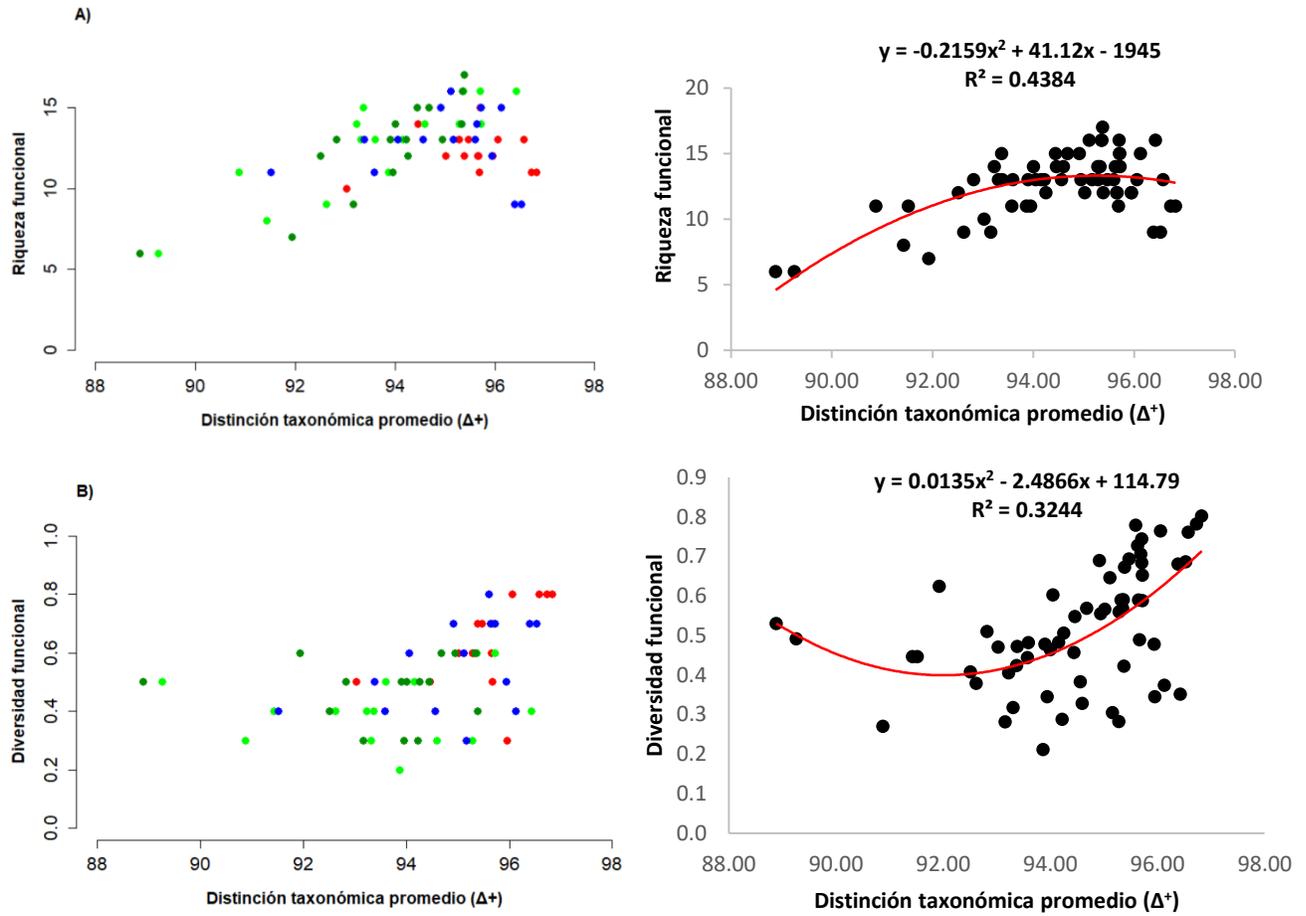


Figura 39. Relación entre la distinción taxonómica promedio (Δ^+) y la diversidad de GF. La figura A y B de la izquierda muestran la dispersión de los puntos con respecto a la zona, mientras que las figuras de la derecha reflejan el ajuste (polinomial) entre ambos índices, $p < 0.001^{**}$.