

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



---

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

---

**Análisis de la diversidad taxonómica y funcional de la  
comunidad de peces de arrecifes rocosos y de bosques de  
macroalgas de Baja California, México.**

Tesis

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

Presenta:

**María Paula Sgarlatta**

Ensenada, Baja California, México  
2015

Tesis defendida por  
**María Paula Sgarlatta**

y aprobada por el siguiente Comité

---

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera  
Co-director del Comité

---

M.C. Juan Arturo Ramírez-Valdez  
Co-director del Comité

---

Dra. Lydia Betty Ladah  
Miembro del Comité

---

Dr. Juan Pablo Lazo Corvera  
Miembro del Comité

---

Dr. David Alberto Rivas Camargo  
Coordinador del Posgrado en Ecología  
Marina

---

Dr. Jesús Favela Vara  
Director de Estudios de Posgrado

*Febrero, 2015*

Resumen de la tesis que presenta María Paula Sgarlatta como requisito parcial para la obtención del grado de Maestra en Ciencias en Ecología Marina.

**Análisis de la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas de Baja California, México.**

Resumen elaborado por:

---

María Paula Sgarlatta

Tradicionalmente los cambios en la diversidad de las especies en los ecosistemas han sido evaluados teniendo en cuenta la riqueza de especies y la abundancia de los individuos. La limitante de esta aproximación es que presenta una visión incompleta de la diversidad al no tener en cuenta la identidad biológica y las diferencias entre las especies. Surge así la diversidad funcional, la cual se dirige a reconocer a las especies que, siendo taxonómicamente diferentes, exhiben funciones ecológicas similares, dando resiliencia al ecosistema. En este trabajo se ha evaluado la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas y su relación con la heterogeneidad del hábitat, uno de los factores más documentados como determinante en la variabilidad de la diversidad. Se realizaron censos visuales mediante buceo autónomo en ocho sitios, cuatro en cada uno de los dos ecosistemas en las costas de Ensenada, Baja California. En bosques de macroalgas se registraron 37 especies pertenecientes a nueve grupos funcionales, mientras que en arrecifes rocosos se formaron siete grupos con 33 especies. En ninguno de los dos ecosistemas se encontraron grupos funcionales con depredadores tope, lo que sugiere presión pesquera sobre estos sitios. La diversidad funcional medida a través de grupos funcionales no mostró diferencias significativas entre sitios de arrecifes rocosos, pero sí en bosques de macroalgas. El mismo patrón se observó con los índices de diversidad funcional, otra manera de caracterizar a la diversidad funcional. Ambos ecosistemas evidenciaron una alta redundancia, lo que representa que existe más de una especie que cumple la misma función. De las variables del hábitat evaluadas, en los ecosistemas de bosques de macroalgas la densidad del sargazo gigante, *Macrocystis pyrifera* (0.73 individuos/m<sup>2</sup>) fue la única que mostró una relación estadísticamente significativa tanto con la diversidad taxonómica como funcional. Sin embargo, en los ecosistemas de arrecifes rocosos ninguna variable resultó significativa. Este resultado pone de manifiesto la importancia de la complejidad del hábitat en la diversidad de los ecosistemas (tanto taxonómica como funcional), remarcando la importancia de la estructura tridimensional que brinda *M. pyrifera* a los procesos de los ecosistemas de los bosques de macroalgas.

Palabras clave: **Bahía Todos Santos, grupos funcionales, índices de diversidad funcional, heterogeneidad del hábitat, redundancia.**

Abstract of the thesis presented by María Paula Sgarlatta as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

**Taxonomic and functional diversity of the fish community of rocky reef and kelp forest ecosystems of Baja California, México.**

Abstract by:

---

María Paula Sgarlatta

Changes in species diversity traditionally have been evaluated considering species richness and individual abundance. This approach is limited in that it represents an incomplete picture of diversity because it disregards biological identity and differences between species. The functional diversity approach aims to recognize that species which are taxonomically different often exhibit similar ecological functions, leading to ecosystem resilience. The objective of this study was to evaluate the taxonomic and functional diversity of the fish community of rocky reef and kelp forest ecosystems and their relation to habitat heterogeneity, which is often invoked as a determinant of diversity. Visual counts were conducted by SCUBA at eight sites, four in each of the two ecosystems off the coast of Ensenada, Baja California, México. The kelp forest ecosystems had 37 species belonging to nine functional groups, whereas the rocky reef had 33 species pertaining to seven functional groups. Predator species were not found in either ecosystem, indicating fishing pressure at all sites. The functional diversity evaluated using the functional groups showed significant differences between kelp forest sites, contrary to the functional homogeneity found between rocky reef sites. The same pattern was observed with the functional diversity index, a different approach to address the functional diversity. Both ecosystems showed high redundancy, with more than one species with the same function. In the kelp forest ecosystems, the density of *Macrocystis pyrifera*, the giant kelp (0.73 individuals/m<sup>2</sup>), was the only habitat variable that showed a statistically significant relationship with both taxonomic and functional diversity. In the rocky reef ecosystems, there was no relationship with habitat. This highlights the importance of habitat complexity in the diversity of ecosystems (both taxonomic and functional) and emphasizes the importance of the three-dimensional structure that *M. pyrifera* provides to kelp forest processes.

**Key words: Bahía Todos Santos, functional groups, functional diversity index, habitat heterogeneity, redundancy.**

## **Dedicatoria**

**A mi familia, por estar siempre**

## Agradecimientos

Al Centro de Investigación y Estudios de Posgrados de Ensenada por haberme brindado la oportunidad de hacer mi maestría. A mis profesores por ayudar a mi formación académica y al personal administrativo (en especial Eli y Luci). Al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca (CVU 476805) para realizar mis estudios de maestría. A los mexicanos por permitirme, con sus impuestos, realizar mis estudios de posgrado en este país.

Al Laboratorio de Ecología de Zonas Pesqueras por sus comentarios en las presentaciones; a Gina Ramírez por ayudarme con lo referido a diversidad funcional.

A mis directores de tesis: Dr. Luis Calderón, por haberme hecho sentir parte de esta institución desde el primer día que llegué y principalmente por dejarme totalmente libre para elegir el tema de mi tesis. Además por las horas discutiendo mi trabajo logrando enriquecerlo. A Arturo Ramírez Valdéz por contagiarme la pasión por los bosques de macroalgas cuando estaba empeñada con los arrecifes rocosos. Por siempre dedicarme tiempo (y de calidad) a pesar de tener miles de pendientes.

A mis sinodales: Dra. Lydia Ladah y Dr. Juan Pablo Lazo, por sus preguntas y comentarios que sin dudarlos enriquecieron este trabajo. Además, por siempre atender mis dudas y ayudarme con material, bibliografía o cualquier cosa que necesitara.

A los que desinteresadamente me ayudaron en todo lo referido a los muestreos, desde bucear en aguas frías hasta prestarme sus vehículos: Andrés González, Fernanda Urrutia, Diana Higuera, Maite Erauskin, Arturo Ramírez y Luis Calderón. A Juan Carlos, Nur, Pamela, Alfredo, Maite, Pilas, Anto, Arturo por hacer que la prospección de muestreos salga excelente. A los pangueros: Sergio, César, Federico y Salvador y un agradecimiento especial a Antonio Gómez, por ayudarme tanto a diseñar los muestreos como a realizarlos, siempre poniéndole la mejor buena onda. Gracias a todos por aportar a este trabajo, no saben cuánto lo valoro.

A Julio Di Renzo por ayudarme desinteresadamente a utilizar el paquete FDiversity. A Edgar Torrejón y Elena Solana por la ayuda con R y con los GLM. A Francis Ponce por los mapas, Beatriz Arellano y Alfredo Girón por las fotos para la presentación y Gastón Trobbiani por las figuras de la tesis.

A los Buenavibra, las Chonitas y todos los amigos que me ha dado Ensenada. Gracias por hacerme sentir en familia aunque esté muy lejos de ella, valoro mucho la amistad y el cariño que me han dado. A Andrés por haber estado siempre brindándome muchísimo apoyo y cariño en todo lo que necesité, gracias de verdad.

A mis primos, tíos, abuela y amigos de Argentina (San Basilio y Puerto Madryn), por lograr que los miles de kilómetros que nos separan parezcan imaginarios. Por último y no menos importante a mis papás y hermanos, que a pesar de las caras raras cuando escucharon “me voy a vivir a México” en ningún momento dejaron de apoyarme y animarme en esta nueva aventura. GRACIAS, los extraño siempre.

## Tabla de contenido

	Página
<b>Resumen español</b> .....	ii
<b>Resumen inglés</b> .....	iii
<b>Dedicatoria</b> .....	iv
<b>Agradecimientos</b> .....	v
<b>Lista de Figuras</b> .....	viii
<b>Lista de Tablas</b> .....	ix
<b>1. Introducción</b> .....	1
1.1 Antecedentes.....	5
1.2 Justificación.....	8
<b>2. Objetivos</b> .....	10
2.1 Objetivo general.....	10
2.2 Objetivos particulares.....	10
2.3 Hipótesis.....	10
<b>3. Metodología</b> .....	11
3.1 Sitio de muestreo .....	11
3.2 Resolución de protocolo de muestreo .....	13
3.3 Censos visuales y técnica de muestreo.....	13
3.4 Rasgos funcionales.....	14
3.5 Análisis de datos.....	17
3.5.1 Diversidad taxonómica.....	17
3.5.2 Diversidad funcional.....	18
3.5.3 Redundancia ecológica.....	21
3.5.4 Heterogeneidad del hábitat.....	22
<b>4. Resultados</b> .....	24
4.1 Resolución de protocolo de muestreo.....	24
4.2 Diversidad taxonómica.....	25
4.3 Diversidad funcional.....	29
4.3.1 Redundancia ecológica.....	42
4.3.2 Heterogeneidad del hábitat.....	44
<b>5. Discusión</b> .....	46
5.1 Diversidad taxonómica.....	46
5.2 Diversidad funcional.....	48
5.3 Comparación entre diversidad taxonómica y diversidad funcional.....	52
5.4 Heterogeneidad del hábitat.....	55
<b>6. Conclusiones</b> .....	58
<b>Lista de referencias</b> .....	59

## Tabla de contenido (continuación)

Apéndice 1.....	68
Apéndice 2.....	69

## Lista de figuras

Figura		Página
1	Esquema de las posibles relaciones entre la diversidad funcional y la diversidad de especies. Se han delimitado arbitrariamente tres niveles de diversidad: baja, media y alta. Modificado de Micheli y Halpern 2005.....	8
2	Sitios de muestreo. En negro se muestran los arrecifes rocosos y en blanco los bosques de macroalgas.....	11
3	Técnicas de muestreo en bosques de macroalgas. a) posición de los tres buzos en la zona de muestreo; b) conteo de los estipes de individuos de <i>Macrocystis pyrifera</i> ; c) buzo registrando la profundidad de los refugios con una vara graduada.....	14
4	Procedimiento para obtener los grupos funcionales. Modificado de Wiedmann <i>et al.</i> (2014).....	19
5	Curva de acumulación de especies registradas en transectos realizados en Punta San Miguel (n = 13).....	24
6	Promedio ( $\pm$ DE, n = 9) de los índices de diversidad taxonómica de peces. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.....	27
7	Dendrograma de agrupamiento funcional para los peces de arrecifes rocosos .....	30
8	Dendrograma de agrupamiento para los peces de bosques de macroalgas.....	33
9	Promedio ( $\pm$ DE, n = 9) de los índices de diversidad funcional basados en grupos funcionales. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.....	36
10	Promedio ( $\pm$ DE, n = 9) de los índices de diversidad funcional. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.....	40
11	Relación entre la diversidad de especies y la diversidad funcional de peces de a) arrecifes rocosos y b) bosques de macroalgas.....	42

## Lista de tablas

Tabla		Página
1	Descripción de cada uno de los sitios, tanto de arrecifes rocosos como de bosques de macroalgas. Están ordenados de norte a sur.....	12
2	Rasgos funcionales utilizados por otros autores.....	15
3	Rasgos funcionales de peces utilizados para estimar la diversidad funcional. Categorías tomadas y modificadas de: <sup>a</sup> Halpern y Floeter 2008; <sup>b</sup> Micheli <i>et al.</i> , 2014.....	16
4	Ejemplo de transformación de un rasgo funcional categórico a variable “dummy”. Modificado de Pla <i>et al.</i> , 2012.....	18
5	Variables del hábitat registradas en cada transecto y ecosistema en donde fueron evaluadas.....	23
6	Índices de diversidad taxonómica en arrecifes rocosos y en bosques de macroalgas. S: riqueza de especies; N: total de individuos; J': equitatividad de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener.....	26
7	Análisis de varianza de los índices de diversidad taxonómica de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; S: riqueza de especies; ln N: ln del total de individuos; J': equitatividad de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener.....	28
8	Análisis de varianza de los índices de diversidad taxonómica de bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; S: riqueza de especies; ln N: ln del total de individuos; J': equitatividad de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en <i>itálica</i> y <b>negrita</b> .....	28

## Lista de tablas (continuación)

Tabla		Página
9	Análisis a posteriori de Tukey para ver diferencias entre sitios en los índices de diversidad taxonómica (bosques de macroalgas). Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). In N: In del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener J': equitatividad de Pielou CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.....	29
10	Grupos funcionales de peces en arrecifes rocosos. PEQ (0-20 cm), MED (21-40 cm) y GRA (41-60 cm). Grupo trófico: MAC (Macro-carnívoros), MIC (Micro-carnívoros), C-P (Carnívoros-planctívoros), Z (Zooplanctívoros), H (Herbívoros) y O (Omnívoros). Preferencia y uso de hábitat: TF (Especies totalmente asociadas al fondo), EF (Especies estrechamente asociadas al fondo), I (Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua) y PM (Especies pelágicas móviles). Morfología del cuerpo: ANG (Anguiliforme), COMB (Comprimido bajo) y COMA (Comprimido alto).....	31
11	Grupos funcionales de peces en bosques de macroalgas. Talla máxima: PEQ (0-20 cm), MED (21-40 cm) y GRA (41-60 cm). Grupo trófico: MAC (Macro-carnívoros), MIC (Micro-carnívoros), C-P (Carnívoros-planctívoros), Z (Zooplanctívoros) y H (Herbívoros). Preferencia y uso de hábitat: TF (Especies totalmente asociadas al fondo), EF (Especies estrechamente asociadas al fondo), I (Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua) y PM (Especies pelágicas móviles). Morfología del cuerpo: DEP (Deprimido), COMB (Comprimido bajo) y COMA (Comprimido alto).....	34
12	Diversidad funcional por medio de grupos funcionales en arrecifes rocosos y en bosques de macroalgas. GF: grupos funcionales; N: total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou.....	35
13	Análisis de varianza de los índices de diversidad taxonómica de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; GF: grupos funcionales; In N: In del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou.....	37

## Lista de tablas (continuación)

Tabla		Página
14	Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional basados en grupos funcionales de bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; In N: In del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en itálica y negrita.....	37
15	Análisis a posteriori (Kruskal-Wallis y Tukey) para ver diferencias entre sitios en bosques de macroalgas en los índices de diversidad funcional (por grupos funcionales). Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). GF: grupos funcionales; N: total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou; CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.....	38
16	Índices de diversidad funcional para arrecifes rocosos y bosques de macroalgas. Rao: índice de Rao; FRic: riqueza funcional ( $\times 10^{-5}$ ); FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional.....	39
17	Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; Rao: índice de Rao; FRic: riqueza funcional; FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en itálica y negrita.....	40
18	Análisis a posteriori de Kruskal-Wallis de equitatividad funcional (FEve) para ver diferencias entre sitios en arrecifes rocosos. Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). Z: Zepplin; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; PM: Punta Morro.....	41

## Lista de tablas (continuación)

Tabla		Página
19	Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional en bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; ln FRic: ln de riqueza funcional; FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en <i>itálica y negrita</i> .....	41
20	Análisis a posteriori (Kruskal-Wallis y Tukey) para ver diferencias entre sitios en bosques de macroalgas en los índices de diversidad funcional. Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.....	42
21	Número de especies por grupo funcional en arrecifes rocosos. En <i>negrita</i> se muestra el mayor número de especies por grupo funcional.....	43
22	Número de especies por grupo funcional en bosques de macroalgas. En <i>negrita</i> se muestra el mayor número de especies por grupo funcional.....	43
23	Correlaciones existentes entre las variables explicativas en (a) arrecifes rocosos y (b) bosques de macroalgas. D. estipes: diámetro de los estipes; IR: índice de rugosidad; Prof. cuevas: profundidad de las cuevas.....	44
24	Resultados del Modelo Lineal Generalizado (GLM) utilizado para identificar relaciones entre la riqueza de peces y la heterogeneidad del hábitat en bosques de macroalgas (modelo 1).....	45
25	Resultados del Modelo Lineal Generalizado (GLM) utilizado para identificar relaciones entre los grupos funcionales de peces y la heterogeneidad del hábitat en bosques de macroalgas (modelo 2).....	45

# 1. Introducción

---

Las funciones de los ecosistemas son determinadas por el papel de las diferentes especies en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos. Los cambios en la composición de las especies y en su abundancia relativa tienen una implicancia directa sobre la estructura del ecosistema en términos de la dinámica de la comunidad (Pla *et al.*, 2012). Por ejemplo, existen ciertas características del hábitat y factores ambientales que pueden influir en las interacciones bióticas, así como limitar la capacidad de las especies para persistir en una comunidad, modificando el ecosistema (Hoeinghaus *et al.*, 2007).

Tradicionalmente los cambios en la diversidad han sido evaluados utilizando numerosos índices que tienen en cuenta la riqueza de especies, la diversidad de especies (índice de Shannon-Wiener; Weaver, 1949) y la equitatividad de la distribución de la abundancia de los individuos entre las especies (índice de Pielou; Pielou, 1969). Sin embargo, estos índices se basan únicamente en la identidad taxonómica, por lo que proporcionan una visión incompleta de la diversidad al no tener en cuenta la identidad biológica y las diferencias entre las especies (Villéger *et al.*, 2010). Algunos autores consideran que el rol funcional de las comunidades en los ecosistemas debería brindar mayor información que la diversidad de especies (Grime, 1998; Díaz y Cabido, 2001; Hillebrand y Matthiessen, 2009). Así es como surge la ecología funcional, la cual se define como la integración de los fenómenos biológicos (por ej: respiración, fisiología, morfología, etc.) y la ecología clásica (Irschick *et al.*, 2013), ofreciendo herramientas para crear vínculos entre las características de las comunidades y las funciones del ecosistema (Cornelissen *et al.*, 2003; Lavorel *et al.*, 2007).

Como resultado de comprender la importancia de considerar la composición funcional más que la diversidad taxonómica surge el concepto de diversidad funcional, el cual es cada vez más utilizado para tratar los cambios en la diversidad (Pla *et al.*, 2012). Si bien existe una gran variedad de definiciones, una de ellas lo define como aquellos componentes de la diversidad que influyen en el funcionamiento de un ecosistema (Tilman, 2001). En contraste con los índices de diversidad taxonómica que se basan en la riqueza de especies y sus abundancias relativas en la comunidad, la diversidad

funcional resume varios aspectos de la composición biológica y por lo tanto el papel de las poblaciones en la comunidad. Los peces son ideales para analizar la diversidad, ya que representan el grupo de vertebrados más diverso, abarcan una diversa gama de funciones ecológicas y son relativamente bien conocidos tanto taxonómica como funcionalmente (Stuart-Smith *et al.*, 2013). La pregunta crucial es: ¿Qué nos dicen los análisis taxonómicos y funcionales acerca de las comunidades de peces? La diversidad taxonómica nos revela los patrones de distribución de las especies, mientras que la diversidad funcional nos brinda grupos funcionales que separan al ensamble de acuerdo a sus preferencias de hábitat (Hoeinghaus *et al.*, 2007). Este enfoque que tiene la diversidad funcional ofrece una visión diferente que la que brinda la diversidad taxonómica, debido a que la selección natural opera sobre muchos rasgos, los cuales interactúan simultáneamente (Hitt y Chambers, 2014). Sin embargo, el grado en que la diversidad taxonómica y funcional están correlacionadas es desconocida para la mayoría de los ecosistemas (Naeem, 2002).

Es posible estudiar la diversidad funcional de manera relativamente sencilla, accesible y estandarizada, lo que permite la comparación entre las comunidades y las variables ambientales. Existen dos formas principales de caracterizarla: distinción de grupos funcionales (Pla *et al.*, 2012) y los índices de diversidad funcional (Petchey y Gaston, 2006; Villéger *et al.*, 2010). La más generalizada es la obtención de grupos funcionales, los cuales son grupos de organismos que comparten respuestas ante factores ambientales o efectos similares sobre el funcionamiento de los ecosistemas, los cuales suelen expresarse en forma de valores similares de rasgos funcionales (Díaz y Cabido, 2001). Los rasgos funcionales son características morfológicas y fisiológicas medibles a nivel individual que influyen en su crecimiento, reproducción y supervivencia y/o en los efectos de dicho organismo en el ecosistema (Cornelissen *et al.*, 2003). Los rasgos funcionales más aceptados son aquellos que, siendo lo más informativos posible desde el punto de vista ecológico, pueden ser medidos de la manera más eficaz en tiempo, esfuerzo y economía (Cornelissen *et al.*, 2003).

En cuanto a los índices de diversidad funcional, no existe un criterio universal sobre cuáles son los rasgos más importantes a medir, así como tampoco existe un índice ideal para todas las situaciones, sino que la utilidad de los índices, que cuantifican

diferentes aspectos de la diversidad funcional, depende de los objetivos y el contexto (Pla *et al.*, 2012). Por este motivo, algunos autores (Villéger *et al.*, 2008; Mouchet *et al.*, 2010) afirman que la relación entre diversidad funcional y propiedades ecosistémicas debe ser abordada desde múltiples visiones. La caracterización a través de medidas de diversidad funcional o a través de rasgos funcionales debe tratarse de manera complementaria más que mutuamente excluyente y la conveniencia de aplicar uno, otro o ambos depende de los objetivos específicos (Casanoves *et al.*, 2011).

Las contribuciones de la riqueza funcional y la riqueza de especies al funcionamiento de los ecosistemas son importantes porque proveen información acerca de la redundancia ecológica (Naeem, 1998). Se entiende como redundancia ecológica a las especies que siendo taxonómicamente diferentes, exhiben funciones ecológicas similares y coexisten en el ecosistema (Naeem, 2002). El concepto de redundancia de especies en procesos ecológicos es discutible puesto que aparentemente contradice el énfasis tradicional en ecología sobre la singularidad de las especies. Por ejemplo, cuando la riqueza de especies es alta, los procesos del ecosistema parecen no responder a variaciones considerables de la diversidad (Naeem, 1998).

La conservación de la diversidad en los ecosistemas es importante para proteger su estructura y función, debido a que la redundancia en las funciones contribuye a la resiliencia del ecosistema (Rosenfeld, 2002). La resiliencia es la capacidad del ecosistema de regresar a su estado original rápidamente posterior a un disturbio debido a la intervención de las especies tolerantes en los procesos de recuperación y compensación (Naeem, 2002). La relación entre redundancia funcional y resiliencia deriva del argumento de que al haber varias especies cumpliendo un rol funcional, existen muchas formas para realizar los procesos clave del ecosistema, de forma que las variaciones en la abundancia de una especie en un rol funcional pueden ser compensadas por variaciones en otras especies en el mismo grupo funcional (Rice *et al.*, 2013).

En las costas del Pacífico de Baja California, México, existen dos comunidades ícticas muy representativas: la comunidad de los arrecifes rocosos y la de los bosques de macroalgas. Los arrecifes rocosos son ambientes formados por parches de sustrato duro sobre los que la erosión marina talla grietas y cavidades (Irigoyen y Galván, 2010).

Los arrecifes rocosos, en comparación con aquellos formados por corales, sostienen una gran biomasa de peces y presenta una baja riqueza específica y una gran proporción de peces de gran tamaño corporal (Ebeling y Hixon, 1991). En contraste, los bosques de macroalgas son uno de los ecosistemas más productivos y dinámicos del planeta (Graham *et al.*, 2003), sosteniendo diversos tipos de industrias extractivas, entre ellas la pesquería. En la costa mexicana del Pacífico Nororiental, *Macrocystis pyrifera* (sargazo gigante) es una de las especies de macroalgas estructuradoras en aguas someras costeras y forman “bosques submarinos”, encontrándose desde la región central de California (Estados Unidos) hasta la región central de Baja California (Dayton, 1985). Esta especie es conocida como “ingeniera del ecosistema”, debido a que modula la disponibilidad de recursos para otras especies, manteniendo y/o creando hábitats (Jones *et al.*, 1994).

La estructura del hábitat es uno de los factores ecológicos y/o físicos que explica la variabilidad espacial observada en la diversidad taxonómica de peces (Jones, 1991). El hecho de que la complejidad estructural de un hábitat, también llamada heterogeneidad, sea un factor determinante de la abundancia local y la diversidad taxonómica (Bell *et al.*, 1991), quizás se deba a que ésta influye en procesos ecológicos como la competencia y la depredación (Hixon y Menge, 1991). Los hábitats de alta heterogeneidad pueden reducir la competencia como resultado de la disponibilidad de recursos como comida o refugio (García-Charton *et al.*, 2000), como así también pueden disminuir la depredación ya que proporcionan más refugios para las presas y/o reducen las tasas de encuentro entre depredadores y presas (Murdoch y Oaten, 1975). El refugio sería entonces un recurso físico clave que podría limitar la abundancia y riqueza taxonómica de los peces (Ebeling y Hixon, 1991). Sin embargo, otros atributos importantes de la comunidad, tales como la diversidad funcional, pueden responder a los factores bióticos y ambientales de una manera muy diferente que la riqueza de especies (Hoeinghaus *et al.*, 2007; Leduc *et al.*, 2015). Además de los cambios en la estructura taxonómica, es importante entender cómo los cambios en el hábitat afectan las funciones de los ecosistemas a través de cambios en la diversidad funcional de las comunidades (Díaz *et al.*, 2007).

## 1.1 Antecedentes

Existen algunos trabajos sobre diversidad taxonómica de peces de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas para la zona sur de California y Baja California. Un trabajo integral donde realizaron muestreos en islas con arrecifes rocosos y bosques de macroalgas, registraron 84 especies pertenecientes a 35 familias (Pondella *et al.*, 2005). Dichos autores encontraron mayor afinidad taxonómica entre las islas localizadas a ambos extremos, que a lo largo de un gradiente, como se esperaría. En el submareal rocoso-algal de la Bahía Todos Santos se registraron 30 especies mediante buceo autónomo (Hammann y Rosales Casian, 1989). Sin embargo, ninguno de estos trabajos consideró la diversidad funcional en sus estudios.

En cuanto a la diversidad funcional, existe una literatura rica y detallada acerca de las características funcionalmente importantes de las plantas, línea de estudio donde inició el uso de la diversidad funcional como herramienta (Díaz *et al.*, 2004). En la última década, el uso de la diversidad funcional como herramienta para entender el ecosistema ha crecido enormemente (Petchey y Gaston, 2006), incluyendo estudios en casi todos los ecosistemas. Particularmente en el caso de peces, existen estudios realizados en arrecifes coralinos, (por ejemplo Halpern y Floeter, 2008; Stuart-Smith *et al.*, 2013; Micheli *et al.*, 2014), ríos (Hoeinghaus *et al.*, 2007; Pool *et al.*, 2014; Leduc *et al.*, 2015), lagos (Mason *et al.*, 2008), lagunas (Mouillot *et al.*, 2007; Villéger *et al.*, 2010) y estuarios (Nicolas *et al.*, 2010).

Existen pocos estudios sobre diversidad funcional realizados en arrecifes rocosos y en bosques de macroalgas. En estudios de macro-escala, se ha analizado la diversidad funcional de la ictiofauna en arrecifes, indistintamente rocosos y coralinos (Stuart-Smith *et al.*, 2013; Mouillot *et al.*, 2014). Micheli y Halpern (2005) en los bosques de macroalgas de Channel Island, California, Estados Unidos, registraron 15 especies de peces en seis grupos funcionales formados a partir de tres rasgos funcionales (grupo trófico, tamaño y movilidad de los adultos). Observaron que en reservas marinas la recuperación de riqueza y diversidad de especies coincide con un incremento en la riqueza y diversidad funcional. De esta forma concluyen que pequeños cambios en la diversidad de especies pueden tener grandes impactos en la diversidad funcional,

poniendo de manifiesto que ambas diversidades (funcional y taxonómica) son importantes.

Existen numerosos trabajos que evalúan la diversidad de peces teniendo en cuenta la heterogeneidad del hábitat. En un experimento realizado en arrecifes rocosos de San Clemente, sur de California, Estados Unidos, encontraron que el reclutamiento de *Semicossyphus pulcher* (vieja californiana) fue mayor en arrecifes con cobertura media de sustrato rocoso y que la rugosidad desempeñó un papel muy importante en la presencia de esta especie (Andrews y Anderson, 2004), observándose lo mismo para las especies más frecuentes en arrecifes rocosos del Mediterráneo (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001). También existen numerosas evidencias de la relación entre el bosque de macroalgas y la comunidad de peces (Hamilton y Konar, 2007; Cole *et al.*, 2012). En los bosques de macroalgas de Alaska encontraron relación entre las especies de peces con el número de algas, la rugosidad y la profundidad (Efird y Konar, 2014), dejando una vez más de manifiesto la importancia de la heterogeneidad del hábitat en la diversidad taxonómica de peces.

Resulta muy interesante observar cómo responden la diversidad taxonómica y funcional en un mismo ecosistema. Sabemos que nos dan diferente información, pero ¿realmente qué significa esto? Algunos estudios encontraron que mientras la riqueza de especies aumenta la diversidad funcional disminuye, atribuyendo que esto sucede porque desaparecen especies especializadas (es decir, desaparece con ellas un grupo funcional completo) y aparecen especies nuevas pero con funciones ya existentes en el sistema (generalistas) (Villéger *et al.*, 2010; Cheng *et al.*, 2014). Estos resultados dejan ver la necesidad de estudiar la diversidad dentro de un marco de múltiples facetas, ya que la diversidad taxonómica a veces puede dar información incompleta de lo que sucede en el ecosistema (Villéger *et al.*, 2010). Sabiendo esto, sería importante ver cómo responden tanto la diversidad taxonómica como la funcional ante cambios en la heterogeneidad del hábitat. En ríos de Texas, Estados Unidos, los análisis taxonómicos sugieren que las comunidades locales de peces están influenciadas principalmente por factores ambientales a escala regional (por ej: temperatura, vegetación, etc.) mientras que los análisis funcionales distinguen ensamblajes tanto a escalas regionales como

locales (Hoeinghaus *et al.*, 2007). Hasta donde se sabe, no existen trabajos de esta índole en arrecifes rocosos ni en bosques de macroalgas.

Por otra parte, se han propuesto algunos modelos para explicar la relación que existe entre la diversidad taxonómica y la funcional. Se basan en la suposición de que hay especies que cumplen funciones similares en el ecosistema, es decir, que son especies ecológicamente redundantes (Micheli y Halpern, 2005). En la Figura 1 se muestra el modelo donde gráficamente se pueden ver estas relaciones. En la curva  $A_1$  cada especie desempeña una función única, lo que resulta en una relación lineal positiva con una pendiente igual a 1. Si hay varias especies que realizan funciones similares, la relación entre la diversidad taxonómica y funcional tendrá una menor pendiente (curva  $A_2$ ) o no será lineal. En la curva B se observa que la diversidad funcional puede aumentar rápidamente a niveles bajos de diversidad. Esto sucede si las nuevas especies tienen características funcionales que aún no están representadas en la comunidad. Otro escenario biológicamente posible se representa en la curva C, donde la diversidad funcional sigue siendo baja a niveles bajos de diversidad de especies. Esto podría ocurrir, por ejemplo, si la perturbación hace que persista un subconjunto de especies que comparten un número limitado de rasgos funcionales específicos. Finalmente, a niveles altos de diversidad nuevas especies serían funcionalmente similares a las especies ya presentes, generando que la diversidad funcional aumente asintóticamente con el aumento de la diversidad de especies (curva D).

Para los bosques de macroalgas de Channel Island se reportó que la riqueza y la diversidad funcional se relacionan positivamente, lo que indica bajos niveles de redundancia funcional (Micheli y Halpern, 2005). Sin embargo, se ha documentado que las comunidades ícticas de zonas templadas presentan mayor redundancia ecológica que sus relativos del trópico o subtropical debido a que se encuentran dominados por organismos generalistas (Witman y Roy, 2009). Se ha visto que los bosques de macroalgas de la costa oeste de Estados Unidos tienen una mayor redundancia que los bosques de la costa este (Hughes *et al.*, 2005).

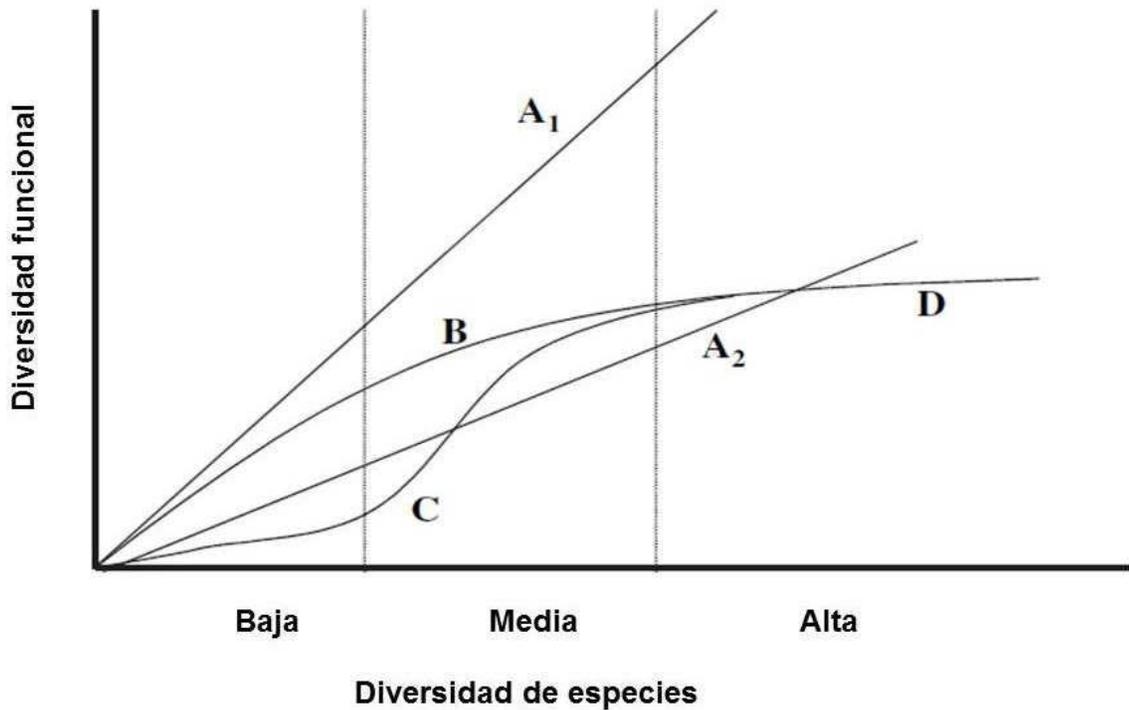


Figura 1: Esquema de las posibles relaciones entre la diversidad funcional y la diversidad de especies. Se han delimitado arbitrariamente tres niveles de diversidad: baja, media y alta. Modificado de Micheli y Halpern 2005.

## 1.2 Justificación

Los análisis de riqueza de especies han dominado la visión de los patrones de diversidad. Pero actualmente se está comenzando a reconocer que no sólo el número de especies es importante, sino además el conocer qué especies son las que están presentes y el número de individuos en cada especie. Esto es crítico a la hora de determinar la naturaleza y fuerza de las relaciones entre la diversidad de especies y el rango de sus funciones ecológicas (Stuart-Smith *et al.*, 2013). Esto permite que a través del análisis de los datos de riqueza y abundancia de especies bajo un enfoque funcional se logre una mayor comprensión de cómo funciona el ecosistema (Naeem *et al.*, 2009).

Una de las ventajas de la diversidad funcional es que permite determinar la redundancia ecológica, la cual constituye la manera más sencilla de tener una aproximación del nivel de resiliencia de un ecosistema (Hughes *et al.*, 2005). Debido a que no es posible predecir los estados de los factores (presiones ambientales y humanas) que afectan la productividad a nivel de especies, es necesario realizar una gestión destinada a

mantener varias especies en cada grupo funcional para proteger cualquiera de los mecanismos ecológicos. Esto a su vez aumenta la resistencia de los ecosistemas a las posibles presiones futuras (Rice *et al.*, 2013). Más aun, como se ha visto, existe una fuerte asociación entre la diversidad taxonómica de peces y la heterogeneidad del hábitat tanto en arrecifes templados como en bosques de macroalgas (ej: García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001; Andrews y Anderson, 2004; Hamilton y Konar, 2007; Cole *et al.*, 2012; Efir y Konar, 2014) pero resulta importante conocer si la funcionalidad (medida por medio de índices de diversidad funcional) muestra esa misma relación.

Los ecosistemas de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas de la costa templada del Pacífico oriental son muy importantes económicamente, ya que soportan actividades como acuicultura, turismo e importantes pesquerías (Graham, 2004; Foster y Schiel, 2010; Parnell *et al.*, 2010), por lo que entender cómo funcionan estos ecosistemas es de suma importancia (Ladah y Zertuche-González, 1999). Los esfuerzos para entender su funcionamiento han sido varios y desde diferentes escalas espaciales y temporales, sin embargo todos ellos dirigidos desde una perspectiva taxonómica. Este estudio propone el análisis de las comunidades de peces de estos dos ecosistemas, y su relación con factores causales, desde la perspectiva de la diversidad funcional.

## 2. Objetivos

---

### 2.1 Objetivo general

Evaluar la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces de arrecifes rocosos y bosques de macroalgas en la costa norte de Baja California y establecer su relación con la heterogeneidad del hábitat.

### 2.2 Objetivos particulares

- Caracterizar la estructura comunitaria de peces en cuatro sitios de arrecifes rocosos y cuatro sitios de bosques de macroalgas.
- Identificar los rasgos funcionales de las especies que componen las comunidades de peces de los sitios de arrecifes rocosos y bosques de macroalgas.
- Evaluar la diversidad funcional de las comunidades de peces en ambos ecosistemas templados, mediante índices y grupos funcionales.
- Estimar la redundancia ecológica de ambos ecosistemas.
- Determinar las características del hábitat que influyen en la diversidad taxonómica y funcional tanto en arrecifes rocosos como en bosques de macroalgas.

### 2.3 Hipótesis

La diversidad funcional en comunidades de peces representantes de un mismo ecosistema (i.e., arrecifes rocosos o bosques de macroalgas) no mostrará diferencias significativas ante cambios en la heterogeneidad del hábitat debido a que en ecosistemas templados se espera encontrar una mayor proporción de especies generalistas.

### 3. Metodología

#### 3.1 Sitio de muestreo

El estudio se llevó a cabo en las costas de Ensenada, Baja California, México, la cual se encuentra en la Bahía Todos Santos, una pequeña bahía (~180 km<sup>2</sup>) en la costa occidental de Baja California, a unos 100 km al sur de la frontera México-Estados Unidos (Mateos *et al.*, 2009). Esta zona se encuentra influenciada por la Corriente de California, la cual transporta agua fría en dirección ecuatorial y forma parte de las corrientes de frontera este, que representan los sistemas de mayor productividad del planeta (Hickey, 1993).

Se realizaron muestreos en cuatro sitios en cada uno de los dos ecosistemas de estudio, arrecifes rocosos y bosques de macroalgas. Para este trabajo, definimos arrecifes rocosos como parches de sustrato duro con grietas y cavidades, mientras que nos referimos a bosques de macroalgas a aquellos formados únicamente por la especie *Macrocystis pyrifera* (Fig. 2, Tabla 1). Todos estos sitios fueron escogidos debido a su buena accesibilidad y poca profundidad (menos de 20 m).



Figura 2. Sitios de muestreo. En negro se muestran los arrecifes rocosos y en blanco los bosques de macroalgas.

Tabla 1. Descripción de cada uno de los sitios, tanto de arrecifes rocosos como de bosques de macroalgas. Están ordenados de norte a sur.

Sitio	Ecosistema	Latitud (N)	Longitud (O)	Principales características
Las Rosas	Bosque de macroalgas	31°52'08.85"	116°40'47.78"	Dentro de la bahía. Fondo predominantemente arenoso y bosque no muy denso; individuos de <i>Macrocystis</i> muy separados entre sí.
Punta Morro	Arrecife rocoso	31° 51'37.50"	116°40'06.94"	Dentro de la bahía. Sitio expuesto a oleaje, con grandes bloques y fondo fangoso.
Rincón de Ballenas	Bosque de macroalgas	31°44'00.04"	116°40'50.67"	Dentro de la bahía. Es el bosque que presenta los individuos de macroalgas más finos (pocos estipes) pero la mayor cantidad de ellos.
Rincón de Ballenas	Arrecife rocoso	31°44'04.46"	116°41'05.32"	Dentro de la bahía. Fondo totalmente rocoso con arrecifes de bajo relieve.
La Bufadora	Bosque de macroalgas	31°43'21.23"	116°43'08.60"	Fuera de la bahía. Es el bosque más profundo de todos (12 m), con gran densidad de macroalgas y fondo predominantemente rocoso.
La Bufadora	Arrecife rocoso	31°43'19.85"	116°43'11.94"	Fuera de la bahía. Fondo totalmente rocoso, formando grietas de diversos tamaños.
Zeppelin	Arrecife rocoso	31°42'29.05"	116°41'27.86"	Fuera de la bahía. Es el arrecife más pequeño de todos, con grandes bloques rocosos y parches de arena.
Campo Kennedy	Bosque de macroalgas	31°42'05.53"	116°40'56.99"	Fuera de la bahía. Es el bosque con mayor presión de pesca e impacto turístico.

### 3.2 Resolución de protocolo de muestreo

Se realizó una salida de prospección antes de los muestreos (mayo de 2014) a Punta San Miguel, al norte de las costas de Ensenada. Se hizo un esfuerzo máximo de buceo, realizando 13 transectos en la misma hora y día. Se realizó una curva de acumulación de especies utilizando PRIMER 6.1.13 (Clarke y Gorley, 2006) para: 1) comprobar que el tamaño de muestra era el adecuado y posibilitar la comparación con otros trabajos, 2) tener una mejor planificación del muestreo al estimar el esfuerzo requerido para obtener una cantidad representativa de especies (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

### 3.3 Censos visuales y técnica de muestreo

Se hicieron censos visuales mediante buceo autónomo realizando transectos de banda de 30 m de largo, 2 m de ancho y 2 m de alto. Los muestreos fueron realizados, para ambos ecosistemas, durante mayo y junio de 2014 en los cuatro sitios. En cada uno de éstos se llevaron a cabo 9 transectos, generando un total de 36 transectos en cada sistema. En cada ocasión de muestreo los buzos realizaron un recorrido a lo largo de los transectos, con diferentes funciones cada uno siguiendo la metodología descrita por Ramírez-Valdez *et al.* (2012). El protocolo de los censos visuales fue adaptado a cada uno de los dos ecosistemas. En los bosques de macroalgas tres buzos realizaron el trabajo (dos en el fondo y uno a media agua, Fig. 3a), mientras que en arrecife rocoso fueron dos buzos (ambos en el fondo). En ambos ecosistemas, uno de los buzos de fondo registró en un anotador subacuático las especies, tallas y abundancias de peces asociados al fondo, buscando en grietas y hendiduras. El otro buzo que se encontraba en el fondo registró el tipo de sustrato cada 5 metros y midió la rugosidad del sustrato con una cadena de 15 m utilizando la metodología de Luckhurst y Luckhurst (1978). Además, este buzo cumplió diferentes funciones según el sistema: en bosques de macroalgas estimó la densidad de éstas contando el número de individuos de *M. pyrifera* a lo largo del transecto y a 9 individuos elegidos al azar, se les contó el número de estipes y se les midió el diámetro con un vernier (Fig. 3b). En arrecifes rocosos se registró la profundidad de los refugios con una vara graduada de PVC (Fig. 3c), considerando “refugio” a aquellas grietas o hendiduras del arrecife rocoso donde la profundidad era igual o mayor a su altura (Sgarlatta, 2012).

En bosques de macroalgas, el tercer buzo realizó el transecto a media agua y registró las especies, tallas y abundancias de peces que se encontraban en la columna de agua y aquellos asociados a las frondas. Cabe aclarar que todos los buzos estaban capacitados tanto en la identificación taxonómica como en la discriminación por tallas. Además, el buzo de fondo siempre fue la misma persona y la función del buzo de media agua la cumplieron sólo 3 personas, lo que disminuye el error debido a la variabilidad en los tomadores de datos.

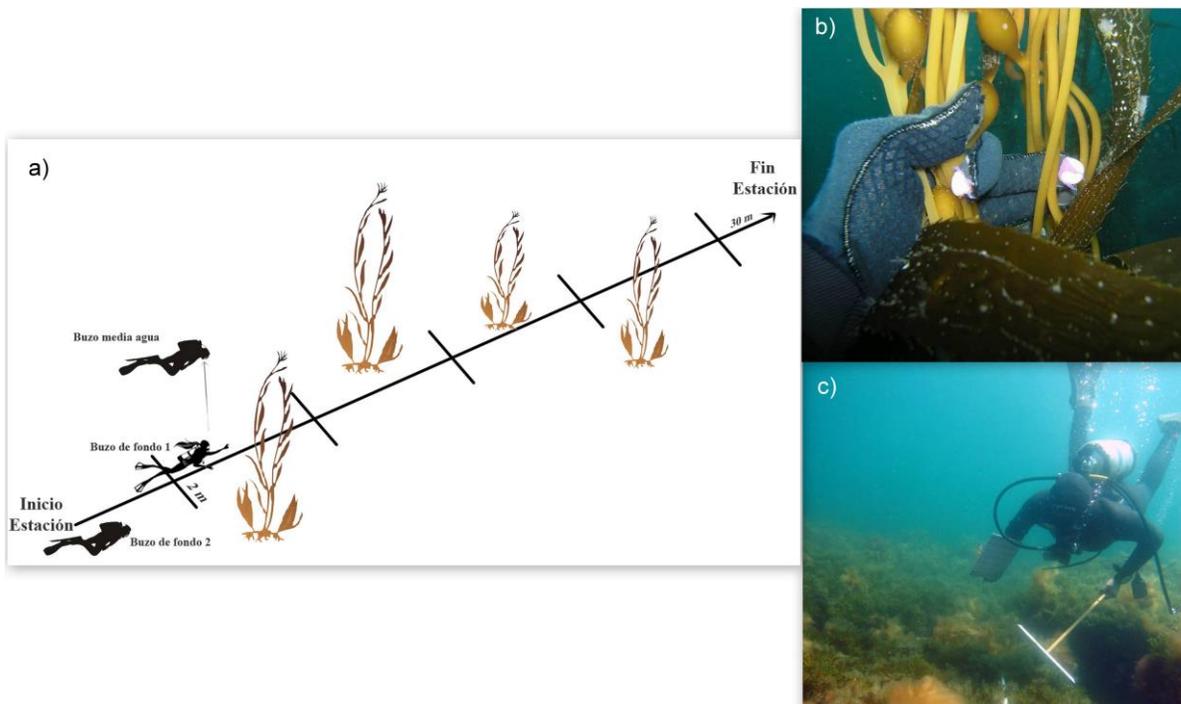


Figura 3. Técnicas de muestreo en bosques de macroalgas. a) posición de los tres buzos en la zona de muestreo; b) conteo de los estipes de individuos de *Macrocystis pyrifera*; c) buzo registrando la profundidad de los refugios con una vara graduada.

### 3.4 Rasgos funcionales

Los rasgos funcionales y la cantidad que deben usarse en la clasificación funcional son aquellos que son importantes para contestar la pregunta de investigación, en este caso si hay una relación con la heterogeneidad del hábitat. No existe un número correcto ni rasgos funcionales mejores que otros, simplemente su elección debe estar bien justificada en cuanto a la ecología y al conocimiento de los rasgos funcionalmente importantes de las especies (Walker *et al.*, 1999). En la literatura se encuentra una gran

variedad de tipo y cantidad de rasgos funcionales utilizados (Tabla 2). En este trabajo se utilizaron cuatro rasgos funcionales para poder descifrar aspectos relevantes de la funcionalidad de estos ecosistemas (ver Tabla 3). Cada rasgo tiene una particularidad y fue elegido específicamente para ayudar a responder la pregunta de este trabajo: 1) talla máxima revela información acerca de la energía contenida y el impacto en la cadena trófica debido a las interacciones depredador-presa (Halpern y Floeter, 2008; Mouillot *et al.*, 2008); 2) grupos tróficos, acerca de la energía y material que fluye entre las especies (Wiedmann *et al.*, 2014); 3) preferencia y uso de hábitat brinda información detallada sobre las preferencias verticales de hábitat (Mahon, 1984) y cómo lo utilizan para actividades básicas como reproducción, alimentación, etc.; 4) morfología del cuerpo está relacionada con la habilidad de nado (Sibbing y Nagelkerke, 2001). Estos fueron elegidos para abarcar varios atributos de la ecología de los peces que son conocidas por influenciar su rol funcional en el ensamble (Stuart-Smith *et al.*, 2013). Se obtuvo la información de cada rasgo funcional para cada especie a través de revisión bibliográfica (ver Apéndice 2).

**Tabla 2. Rasgos funcionales utilizados por otros autores.**

<b>Rasgos funcionales</b>	<b>Autores</b>
1) Morfología del cuerpo (largo, forma y tipo de nado); 2) Potencial reproductivo; 3) Longevidad.	Lamouroux <i>et al.</i> , 2002
1) Biomasa; 2) Relación entre el largo total y la profundidad del cuerpo; 3) Relación de aspecto de aleta caudal; 4) Diámetro del ojo; 5) Longitud del intestino.	Mouillot <i>et al.</i> , 2007
1) Ecología trófica; 2) Tamaño máximo del cuerpo; 3) Máxima profundidad a la que llegan.	Halpern y Floeter (2008)
Ecología trófica	Gifford <i>et al.</i> , 2009
1) Adquisición de comida (7 rasgos); 2) Locomoción (10 rasgos)	Villéger <i>et al.</i> , 2010
1) Método de alimentación; 2) Impacto sobre el bentos	Cheal <i>et al.</i> , 2013
1) Grupo trófico; 2) Talla máxima; 3) Movilidad del adulto/uso del hábitat.	Micheli <i>et al.</i> , 2014

Tabla 3. Rasgos funcionales de peces utilizados para estimar la diversidad funcional. Categorías tomadas y modificadas de: <sup>a</sup>Halpern y Floeter 2008; <sup>b</sup>Micheli *et al.*, 2014.

Rasgo funcional	Categorías	Descripción
Talla máxima	Pequeño	0-20 cm
	Mediano	21-40 cm
	Grande	Más de 41 cm
Grupo trófico <sup>a</sup>	Macro-carnívoro	Se alimentan de organismos bentónicos y/o peces grandes (>20 cm).
	Micro-carnívoros	Se alimentan de organismos bentónicos pequeños (<15 cm).
	Carnívoro-planctívoro	Se alimentan de peces, invertebrados y plancton.
	Zooplanctónicos	Se alimentan de zooplancton.
	Herbívoros	Se alimentan de algas.
	Omnívoros	Se alimentan tanto de algas como de animales.
Preferencia y uso de hábitat <sup>b</sup>	TF	Especies totalmente asociadas al fondo
	EF	Especies territoriales estrechamente asociadas al fondo
	I	Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua
	EP	Especies pelágicas móviles
Morfología del cuerpo	Deprimido	Formas aplanadas dorsoventralmente.
	Comprimido bajo	Peces comprimidos lateralmente con cuerpo alto.
	Comprimido alto	Peces comprimidos lateralmente, pero notablemente menos profundos.
	Anguiliforme	Peces de cuerpo largo y cilíndrico.

## 3.5 Análisis de datos

### 3.5.1 Diversidad taxonómica

Se utilizó el paquete de análisis de datos ecológicos PRIMER 6.1.13 (Clarke y Gorley, 2006) para calcular los siguientes índices de diversidad taxonómica.

Riqueza de especies ( $S$ ): es el número total de especies en los transectos. Es el índice más sencillo ya que no toma en cuenta ninguna característica de las especies ni sus abundancias relativas (Pla *et al.*, 2012).

Abundancia ( $N$ ): es el número total de individuos presentes en cada transecto.

Índice de diversidad Shannon-Wiener ( $H'$ ): este índice representa la relación entre la riqueza de especies y la abundancia relativa de individuos, asumiendo que estos dos factores influyen en la heterogeneidad de la comunidad (Pla, 2006). Este índice se define como (Weaver, 1949):

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

Donde  $p_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$ :  $n_i/N$ ;  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  y  $N$  es el número total de especies.

Equitatividad de Pielou ( $J'$ ): mide cuán igual es numéricamente una comunidad y permite comparar con el índice de Shannon-Weaver (Torrecillas *et al.*, 2013). Este índice se define como:

$$J' = H' / \log(S)$$

En cada uno de los dos ecosistemas, a los índices se les realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con cuatro factores (sitios) o de Kruskal-Wallis (según si cumplían o no con los supuestos) para ver si había diferencias significativas entre sitios.

### 3.5.2 Diversidad funcional

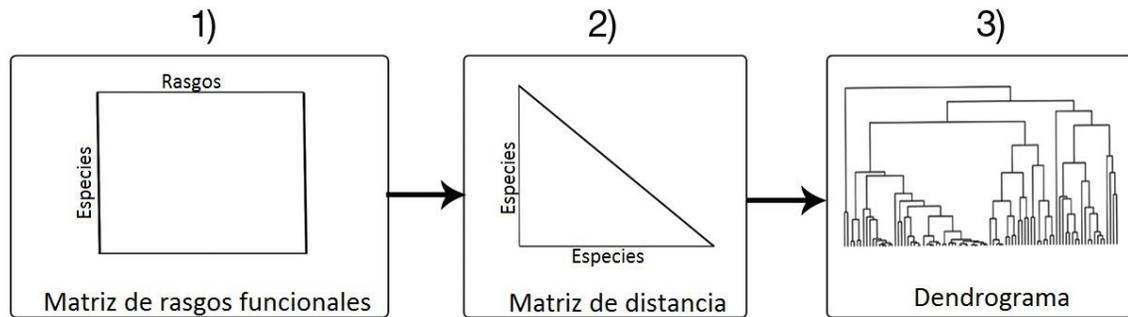
#### Grupos funcionales

Para obtener los grupos funcionales se realizó un dendrograma mediante el programa PAST versión 2.17c (Hammer *et al.*, 2001), el cual no requiere de suposiciones de agrupamiento a priori y permite realizar clasificaciones a partir de variables continuas, categóricas o mezcla de ambas. En el dendrograma cada clado corresponde a una especie y cuanto menor es la longitud de un par de ramas que conecta dos especies, mayor será su semejanza a través del conjunto de rasgos considerados (Pla *et al.*, 2012). Como los rasgos funcionales son de varios tipos (cuantitativos, cualitativos) se transformaron a variables “dummy” (Tabla 4) ya que es conveniente expresar las variables de una forma que puedan ser tratadas como cuantitativas (Pla *et al.*, 2012).

**Tabla 4. Ejemplo de transformación de un rasgo funcional categórico a variable “dummy”. Modificado de Pla *et al.*, 2012.**

Especies	Talla máxima	Talla_PEQ	Talla_MED	Talla_GRA
<i>Hypsypops rubicundus</i>	Mediano	0	1	0
<i>Semicossyphus pulcher</i>	Grande	0	0	1
<i>Lythrypnus dalli</i>	Pequeño	1	0	0

Para construir el dendrograma se siguieron 3 pasos (Fig. 4, Petchey y Gaston, 2007): 1) se construyó una matriz de datos basada en los rasgos funcionales y en la abundancia de las especies, 2) se generó una matriz de distancia utilizando distancia euclidiana debido a que los datos fueron transformados a cuantitativos (variables “dummy”) y 3) las especies se agruparon en un dendrograma basado en sus diferencias según los rasgos funcionales. El coeficiente de correlación cofenético consiste en una medida de la confiabilidad de la agrupación por parte del dendrograma, presentando un arreglo más confiable aquellos que tengan valores cercanos a uno (Hammer *et al.*, 2001).



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

Una vez obtenido el dendrograma, se hizo un corte a una distancia euclidiana determinada y se validaron los grupos funcionales obtenidos mediante un análisis de similitud (ANOSIM) en el programa PRIMER 6.1.13 (Clarke y Gorley, 2006). El análisis de validación consiste 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 dendrograma o un inadecuado diseño experimental (Clarke y Gorley, 2006).

De la misma forma que para la diversidad taxonómica, 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 funcional (mediante el índice de Pielou) y la diversidad funcional (mediante el índice de Shannon-Weaver).

### 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 utilizando el paquete R (R Development Team, 2010). A continuación se detalla cada índice.

Riqueza funcional ( $FR_{ic}$ ) indica la cantidad de espacio funcional ocupado por la comunidad (Villéger *et al.*, 2008) e identifica a las especies que tienen valores extremos de rasgos y estima el volumen del cuerpo en el hiperespacio (Pla *et al.*, 2012).

Equitatividad funcional (FEve) mide la regularidad en la distribución de la abundancia de las especies en el espacio funcional (Villéger *et al.*, 2008). Altos valores de FEve indican una distribución regular (Schleuter *et al.*, 2010). Su fórmula es la siguiente (Villéger *et al.*, 2008):

$$EW_i = \frac{dist(i,j)}{w_i + w_j} \qquad PEW_i = \frac{EW_i}{\sum_{l=1}^{S-1} EW_l}$$

Finalmente:

$$FEve = \frac{\sum_{l=1}^{S-1} \min\left(PEW_l, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

Dónde  $EW_i$  es la equitatividad ponderada,  $dist(i,j)$  es la distancia Euclidiana entre las especies  $i$  y  $j$ ,  $w_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$  (lo mismo para  $w_j$ ),  $PEW_i$  es la equitatividad parcial ponderada y  $S$  es la riqueza de especies.

Divergencia funcional (FDiv) refleja cómo se distribuyen las abundancias de las especies en el espacio funcional. Este índice se expresa en el intervalo (0,1). Su fórmula es la siguiente (Villéger *et al.*, 2008):

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta|d| + \overline{dG}}$$

Dónde  $\overline{dG}$  es la distancia euclidiana media y  $\Delta d$  y  $\Delta|d|$  son los desvíos ponderados.

Índice de Rao, Q (Divergencia multivariada) el cual generalmente refleja la probabilidad de que, tomando al azar dos individuos en una comunidad, sean diferentes funcionalmente hablando, por lo que valores altos de este índice indican una mayor diversidad funcional. Este índice incluye la abundancia relativa de las especies y una medida de las diferencias funcionales entre especies (Botta-Dukát, 2005), cuya fórmula es la siguiente (Rao, 1982):

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

Dónde  $FD_Q$  expresa la diferencia promedio entre dos individuos seleccionados al azar con reemplazos,  $d_{ij}$  es la diferencia entre la  $i$ -ésima especie y la  $j$ -ésima especie,  $p_i$  y  $p_j$  son las probabilidades de abundancia 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.

Al igual que con la diversidad taxonómica, a cada uno de los índices se les realizó análisis de ANOVA o de Kruskal-Wallis (según si cumplían o no con los supuestos) en el paquete R (R Development Core Team, 2010) para ver si había diferencias significativas entre sitios. En los casos que se encontraron diferencias se realizó una prueba de Tukey o el análisis a posteriori de Kruskal-Wallis, según correspondió.

### **3.5.3 Redundancia ecológica**

Se utilizaron modelos de regresión para examinar la relación entre la diversidad taxonómica y la funcional. Los modelos fueron comparados (lineal, logarítmico y exponencial) a través del valor de  $R^2$  para determinar el mejor arreglo. El modelo elegido fue comparado con el propuesto por Micheli y Halpern (2005) para evaluar la redundancia funcional.

Estos modelos se realizaron tanto para bosques de macroalgas como para arrecifes rocosos y se hizo una agrupación de los sitios que están fuera y dentro de la bahía para observar si hay algún efecto de esta última.

Con la finalidad de conocer cuál es el sitio que presenta mayor redundancia ecológica, se realizó una tabla con el número de especies registrada en cada grupo funcional por sitio, se seleccionaron los valores máximos y se compararon entre sitios (Ramírez Ortiz, 2013).

### **3.5.4 Heterogeneidad del hábitat**

Para identificar relaciones entre los diferentes índices (tanto taxonómicos como funcionales) y la heterogeneidad del hábitat (Tabla 5) se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés), empleando el paquete R. Los índices fueron la variable respuesta y la heterogeneidad del hábitat, con sus respectivas variables, representó las variables explicativas. En el caso de la distribución de probabilidad del error, se eligió la de Poisson ya que ésta es útil para describir los datos de conteo, donde la varianza no es constante y los errores no son normales (Crawley, 2013).

Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) para la selección del mejor modelo, el cual representa un medio simple, eficaz y objetivo para la selección de modelos (Burnham y Anderson, 2002). En los GLM no existe el valor de  $R^2$ , pero una aproximación es la deviance explicada, la cual nos dice qué porcentaje de la variación en la variable respuesta es explicada por las variables explicativas (Zuur *et al.*, 2009). Se examinaron las posibles correlaciones entre variables explicativas ya que, si en los modelos se incorporan variables altamente correlacionadas la estimación de los parámetros puede ser errónea. Se consideraron variables altamente correlacionadas a aquellas con un índice de correlación mayor a 0.5 (Zuur *et al.*, 2009).

**Tabla 5. Variables del hábitat registradas en cada transecto y ecosistema en donde fueron evaluadas.**

Variables explicativas	Descripción	Ecosistema	
		Arrecife rocoso	Bosque de macroalgas
Profundidad	Profundidad máxima (m) en el transecto	X	X
Índice de rugosidad (IR)	1-(Rugosidad/largo de la cadena)	X	X
Número de macroalgas	Individuos de <i>M. pyrifera</i> por m <sup>2</sup>		X
Número de estipes	Promedio de número de estipes de nueve individuos por transecto.		X
Diámetro de estipes	Promedio del diámetro de estipes de nueve individuos por transecto.		X
Tipo de sustrato	Tipo de sustrato que está mayormente representado.	X	X
Profundidad del refugio	Total de profundidades de los refugios por transecto		X

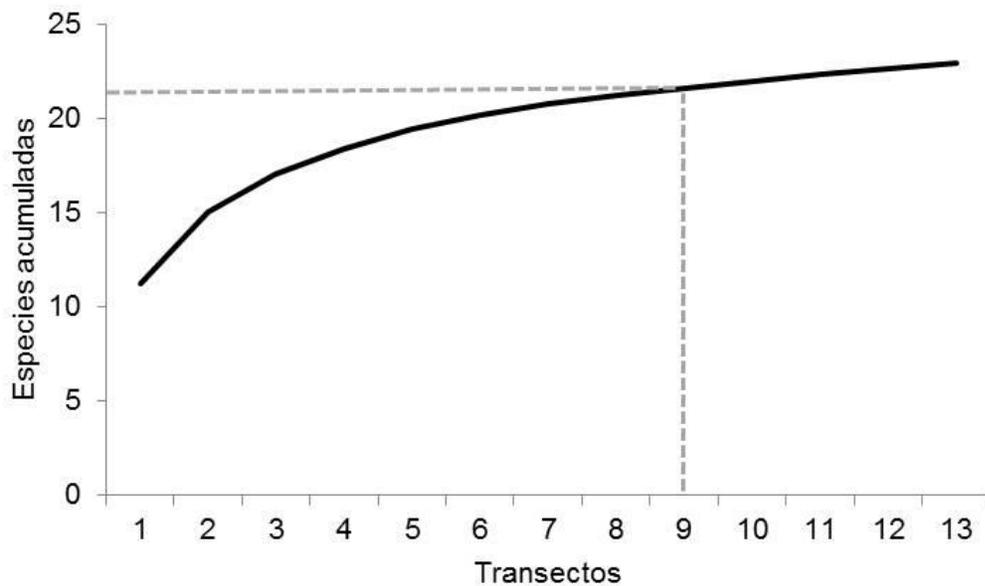
Se realizaron 2 grupos de modelos generales, tomando como variable respuesta: (1) riqueza de especies y (2) grupos funcionales como variables explicativas (Tabla 5).

## 4. Resultados

---

### 4.1 Resolución de protocolo de muestreo

Se contabilizaron 23 especies en 13 transectos, observando que en el transecto 5 ya se habían acumulado 20 especies, lo que representa casi el 87% del total de especies registradas (Figura 5). Con líneas grises se marca la cantidad de transectos realizados en cada sitio (9) y el número de especies registradas. Con un incremento en el esfuerzo del 160% sólo se lograrían sumar dos especies, por lo que el tamaño de muestra alcanza una buena relación costo-beneficio.



**Figura 5. Curva de acumulación de especies registradas en transectos realizados en Punta San Miguel (n = 13).**

## 4.2 Diversidad taxonómica

En arrecifes rocosos se registraron 33 especies de peces pertenecientes a cinco órdenes, 13 familias y 24 géneros (Apéndice 1). La especie más abundante fue *Chromis punctipinnis* (castañeta herrera) y las familias con mayor riqueza específica fueron Embiotocidae y Sebastidae, con seis y cinco especies respectivamente. El género *Sebastes* con cinco especies fue el mejor representado, seguido por *Embiotoca*, *Lythrypnus*, *Paralabrax* y *Scorpaena* con dos especies cada uno.

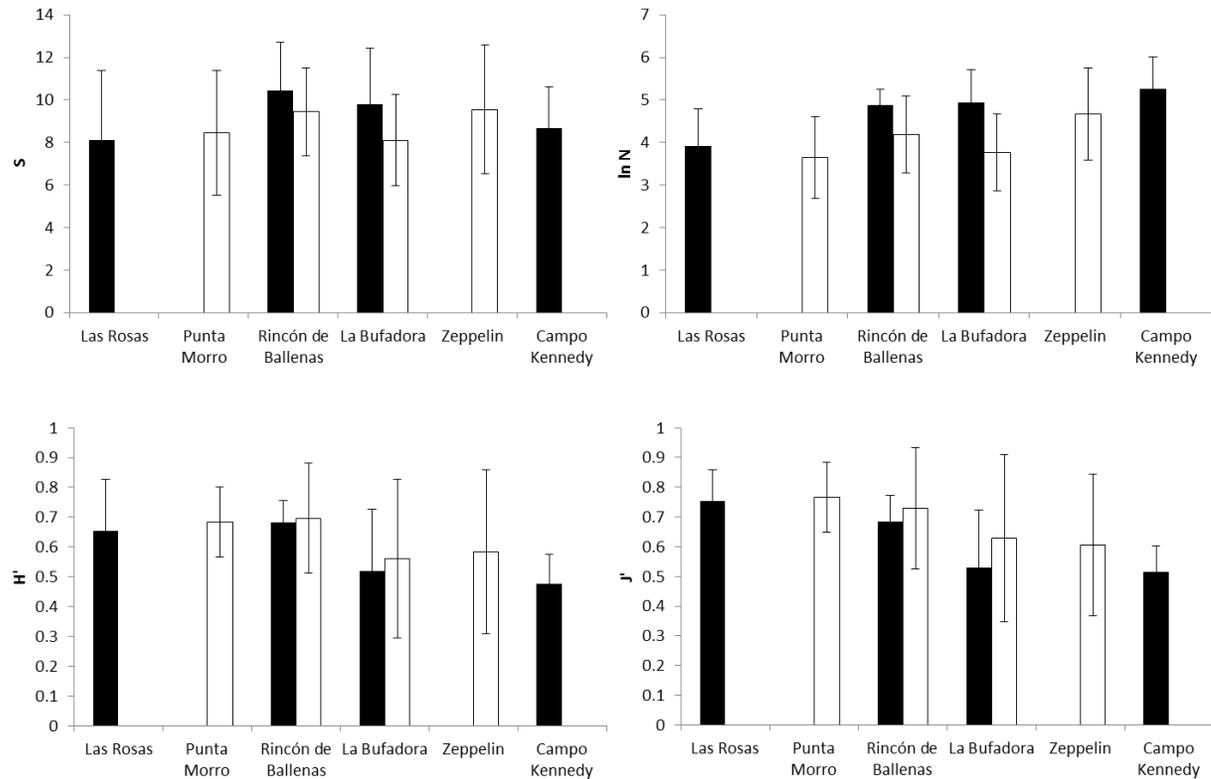
En bosques de macroalgas se registraron 37 especies de peces pertenecientes a seis órdenes, 16 familias y 28 géneros (Apéndice 1). La especie más abundante fue *Oxyjulis californica* (señorita californiana) y, al igual que en arrecifes rocosos, las familias con mayor riqueza específica fueron Embiotocidae y Sebastidae, con ocho y siete especies respectivamente. A nivel genérico *Sebastes* fue el mejor representado con siete especies, seguido por *Embiotoca*, *Paralabrax* y *Rhacochilus*, con dos especies cada uno.

Se encontraron especies “exclusivas” de cada ecosistema, es decir, que sólo se registraron en uno de ellos. En arrecifes rocosos las especies exclusivas fueron *Clinocottus analis* (charrasco lanudo), *Gymnothorax mordax* (morena de California), *Lythrypnus zebra* (gobio cebra) y *Scorpaena mystes* (escorpión roquero), mientras que en bosques de macroalgas fueron *Brachyistius frenatus* (mojarra sargacera), *Haemulon californiensis* (salema), *Heterostichus rostratus* (sargacero gigante), *Leiocottus hirundo* (charrasco lavanda), *Rhacochilus toxotes* (mojarra labios de hule), *Sebastes melanops* (rocote negro), *Sebastes miniatus* (rocote bermejo), *Urolophus halleri* (raya redonda) y *Zapteryx exasperata* (guitarra rayada).

Punta Morro y Rincón de Ballenas fueron los arrecifes rocosos con mayor número de especies, mientras que el bosque de macroalgas de Rincón de Ballenas fue el que presentó la más alta riqueza (Tabla 6, Fig. 6).

Tabla 6. Índices de diversidad taxonómica en arrecifes rocosos y en bosques de macroalgas. S: riqueza de especies; N: total de individuos; J': equitatividad de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener.

	S	N	H'	J'
<b><i>Arrecifes rocosos</i></b>				
Punta Morro	19	514	0.82	0.64
Rincón de Ballenas	19	876	0.74	0.58
La Bufadora	17	556	0.60	0.49
Zeppelin	17	1469	0.58	0.47
<b><i>Bosque de macroalgas</i></b>				
Las Rosas	19	600	0.94	0.73
Rincón de Ballenas	23	1270	0.91	0.67
La Bufadora	19	1630	0.60	0.47
Campo Kennedy	18	2145	0.54	0.43



**Figura 6. Promedio ( $\pm$  DE,  $n = 9$ ) de los índices de diversidad taxonómica de peces. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.**

En arrecifes rocosos los índices  $S$ ,  $J'$  y  $H'$  presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.61$ ,  $p = 0.15$  y  $p = 0.12$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p=0.41$ ,  $p=0.44$  y  $p=0.38$ ). Una transformación logarítmica de  $N$  presentó homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p=0.95$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p=0.4$ ). No se encontraron diferencias significativas entre sitios en ninguno de los índices (ANOVA,  $p>0.05$ , Tabla 7).

Tabla 7. Análisis de varianza de los índices de diversidad taxonómica de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; S: riqueza de especies; ln N: ln del total de individuos; J': equitatividad de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener.

Índices	GL	SC	MC	F	p
S	3	14	4.67	0.69	0.60
ln N	3	5.87	1.96	2.10	0.12
H'	3	0.13	0.04	0.88	0.50
J'	3	0.17	0.06	1.12	0.34

En bosques de macroalgas los índices S, J' y H' presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.51$ ,  $p = 0.2$  y  $p = 0.2$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p = 0.78$ ,  $p = 0.77$  y  $p = 0.66$ ). Con una transformación logarítmica de N se logró homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.18$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p = 0.21$ ). Excepto el índice S, todos los índices de diversidad taxonómica presentaron diferencias significativas entre sitios (ANOVA,  $p < 0.05$ , Tabla 8).

Tabla 8. Análisis de varianza de los diferentes índices de diversidad taxonómica de bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en *itálica y negrita*.

Índices	GL	SC	MC	F	p
S	3	30.08	10.03	1.52	0.23
ln N	3	9.02	3.00	6.00	<b>0.002</b>
H'	3	0.27	0.09	4.20	<b>0.01</b>
J'	3	0.37	0.12	7.68	<b>&lt;0.001</b>

Rincón de Ballenas resultó ser el sitio con mayores valores del índice J', mientras que Las Rosas fue el sitio con los menores valores de ln N y H'. Campo Kennedy mostró resultados opuestos: tuvo los mayores valores de ln N y H' y los menores de J' (ver Tabla 9).

**Tabla 9. Análisis a posteriori de Tukey para ver diferencias entre sitios (bosques de macroalgas) en los índices de diversidad taxonómica. Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). In N: In del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener J': equitatividad de Pielou CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.**

	In N	H'	J'
CK * RB	0.001		0.001
LB * RB	0.02		0.003
RB * LR	0.03		
CK * LR		0.02	0.03

### 4.3 Diversidad funcional

#### Grupos funcionales

En arrecifes rocosos se obtuvo el dendrograma (Fig. 7) con un coeficiente de correlación cofenética de 0.92, indicando un buen arreglo. Se realizó el corte a una distancia euclidiana de 1.8 (línea punteada) formándose 7 grupos y se validaron mediante el análisis de similitud (ANOSIM), el cual arrojó un valor de  $R = 0.92$  mostrando que las agrupaciones son correctas. Existen dos grupos representados con una sola especie, mientras que el resto de los grupos presentan más de dos especies (Tabla 10). En el Apéndice 2 se detallan los rasgos funcionales.

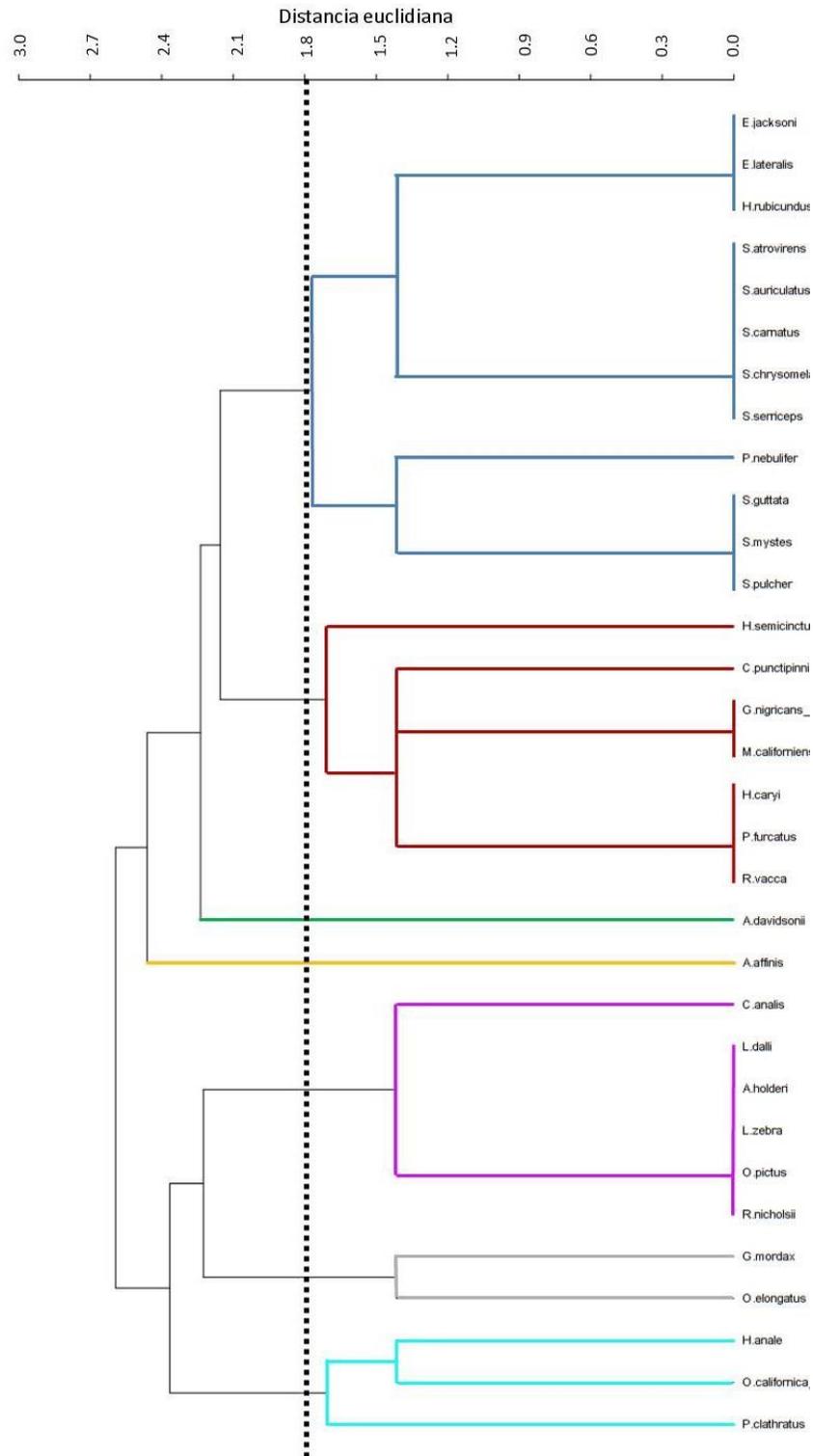


Figura 7. Dendrograma de agrupamiento funcional para los peces de arrecifes rocosos.

Tabla 10. Grupos funcionales de peces en arrecifes rocosos. PEQ (0-20 cm), MED (21-40 cm) y GRA (41-60 cm). Grupo trófico: MAC (Macro-carnívoros), MIC (Micro-carnívoros), C-P (Carnívoros-planctívoros), Z (Zooplanctívoros), H (Herbívoros) y O (Omnívoros). Preferencia y uso de hábitat: TF (Especies totalmente asociadas al fondo), EF (Especies estrechamente asociadas al fondo), I (Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua) y PM (Especies pelágicas móviles). Morfología del cuerpo: ANG (Anguiliforme), COMB (Comprimido bajo) y COMA (Comprimido alto).

Grupo	Especies	Rasgos funcionales
A	<i>Paralabrax clathratus</i>	GRA, C-P, I, COMB
	<i>Oxyjulis californica</i>	PEQ, C-P, I, COMB
	<i>Hyperprosopon anale</i>	PEQ, C-P, I, COMA
B	<i>Ophiodon elongatus</i>	GRA, MAC, TF, COMB
	<i>Gymnothorax mordax</i>	GRA, MAC, TF, ANG
C	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Oxylebius pictus</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Lythrypnus zebra</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Lythrypnus dalli</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Alloclinus holderi</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Clinocottus analis</i>	MED, Z, I, COMA
D	<i>Atherinops affinis</i>	MED, Z, PM, COMB
E	<i>Anisotremus davidsonii</i>	GRA, MIC, PM, COMA
F	<i>Rhacochilus vacca</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Phanerodon furcatus</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Hypsurus caryi</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Medialuna californiensis</i>	MED, H, I, COMA
	<i>Girella nigricans</i>	MED, H, I, COMA
	<i>Chromis punctipinnis</i>	MED, Z, I, COMA
	<i>Halichoeres semicinctus</i>	MED, MIC, I, COMB
G	<i>Scorpaena guttata</i>	GRA, MAC, EF, COMB
	<i>Scorpaena mystes</i>	GRA, MAC, EF, COMB
	<i>Sebastes atrovirens</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Sebastes auriculatus</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Sebastes carnatus</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Sebastes chrysomelas</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Sebastes serriceps</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Semicossyphus pulcher</i>	GRA, MAC, EF, COMA
	<i>Paralabrax nebulifer</i>	GRA, MAC, EF, COMB
	<i>Hypsypops rubicundus</i>	MED, MIC, EF, COMA
	<i>Embiotoca jacksoni</i>	MED, MIC, EF, COMA
	<i>Embiotoca lateralis</i>	MED, MIC, EF, COMA

En bosques de macroalgas, con un valor de 0.89 en el coeficiente de correlación cofenética, se obtuvo el mejor arreglo posible para el análisis de ordenación de los rasgos funcionales y las abundancias de cada una de las especies (Fig. 8). En el Apéndice 2 se detallan los rasgos funcionales de cada especie.

Se realizó el corte a una distancia euclidiana de 1.7 (línea punteada) formándose 9 grupos y se validaron mediante el análisis de similitud (ANOSIM), el cual arrojó un valor de  $R = 0.94$  mostrando que las agrupaciones son correctas. De los 9 grupos funcionales, el B incorpora a 11 especies, mientras que existen 3 grupos representados con únicamente dos especies (Tabla 11).

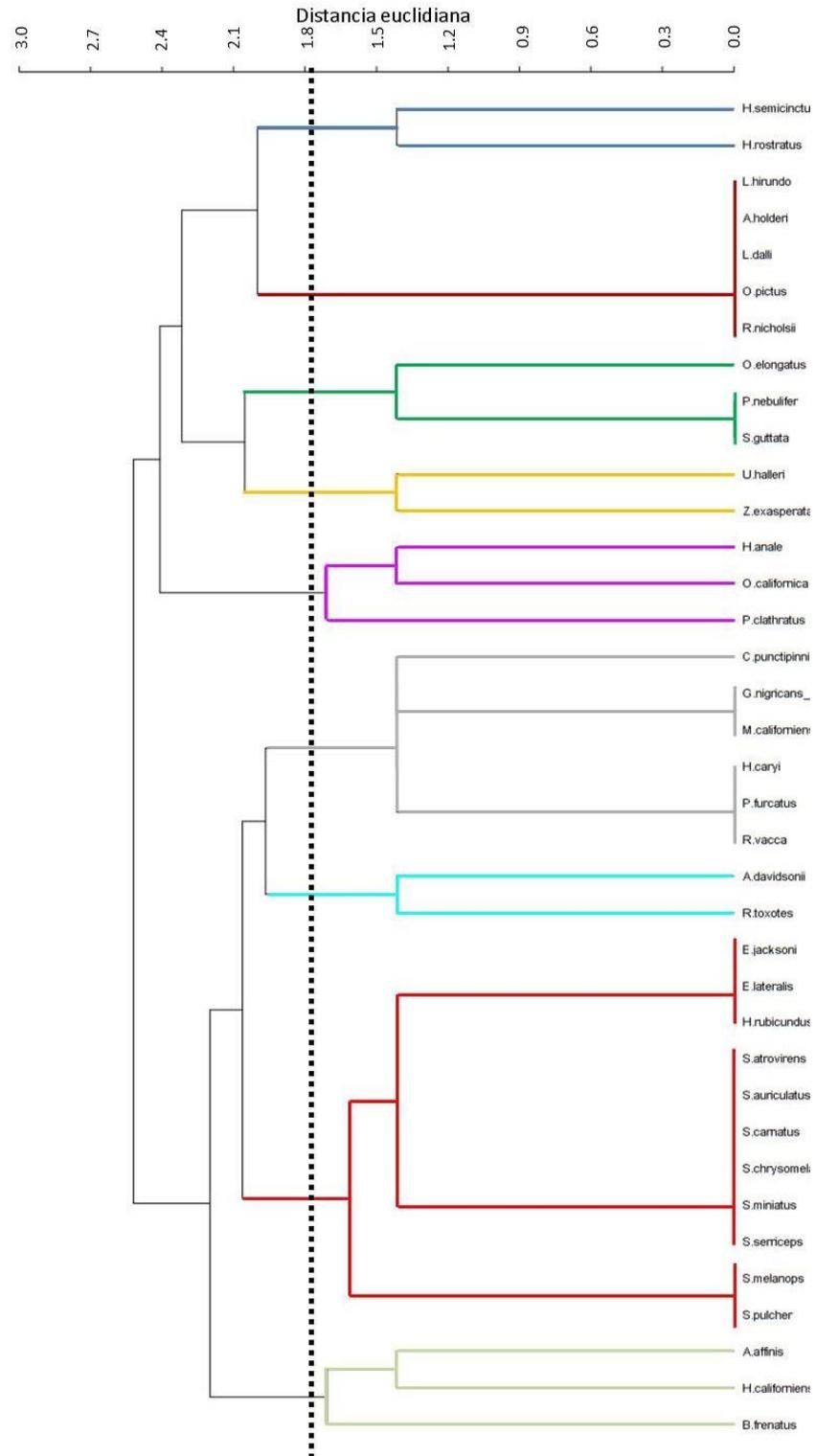


Figura 8. Dendrograma de agrupamiento para los peces de bosques de macroalgas.

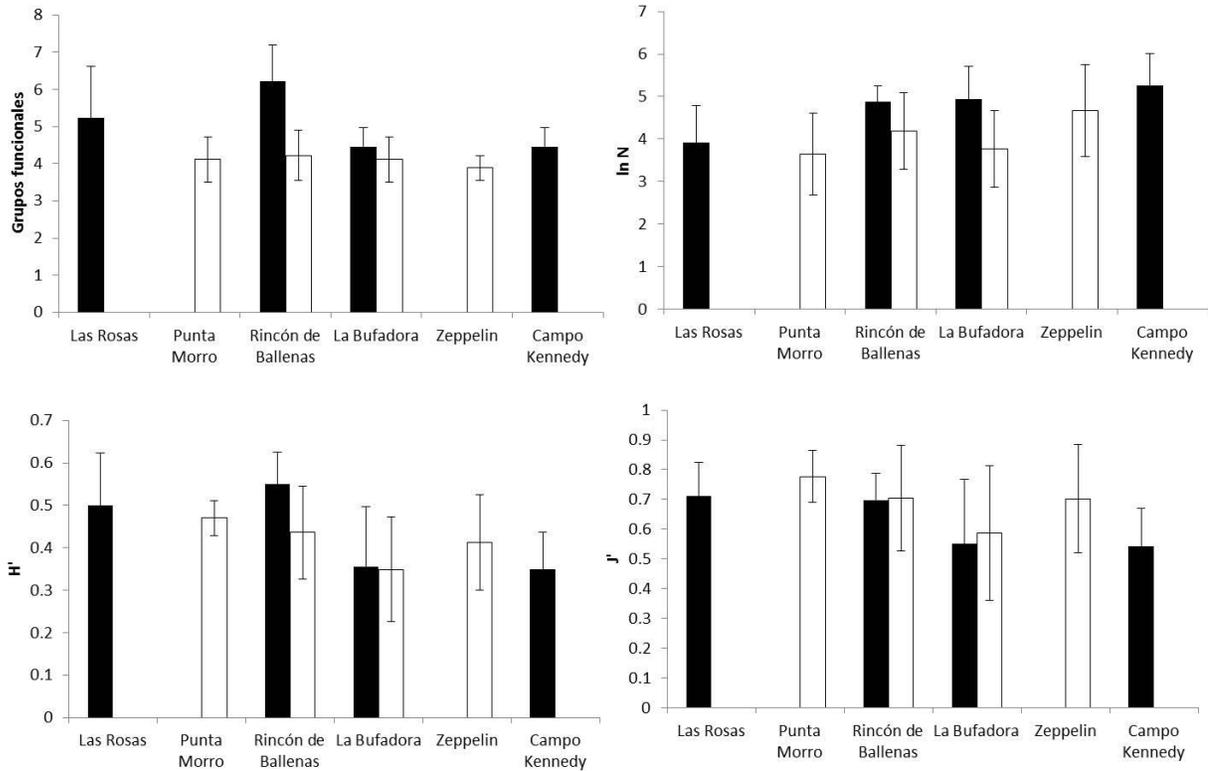
Tabla 11. Grupos funcionales de peces en bosques de macroalgas. Talla máxima: PEQ (0-20 cm), MED (21-40 cm) y GRA (41-60 cm). Grupo trófico: MAC (Macro-carnívoros), MIC (Micro-carnívoros), C-P (Carnívoros-planctívoros), Z (Zooplanctívoros) y H (Herbívoros). Preferencia y uso de hábitat: TF (Especies totalmente asociadas al fondo), EF (Especies estrechamente asociadas al fondo), I (Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua) y PM (Especies pelágicas móviles). Morfología del cuerpo: DEP (Deprimido), COMB (Comprimido bajo) y COMA (Comprimido alto).

Grupo	Especies	Rasgos funcionales
A	<i>Brachyistius frenatus</i>	MED, C-P, PM, COMA
	<i>Haemulon californiensis</i>	MED, Z, PM, COMA
	<i>Atherinops affinis</i>	MED, Z, PM, COMB
B	<i>Semicossyphus pulcher</i>	GRA, MAC, EF, COMA
	<i>Sebastes auriculatus</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>S. carnatus</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>S. chrysomelas</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>S. melanops</i>	GRA, MAC, EF, COMA
	<i>S. miniatus</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>S. serriceps</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>S. atrovirens</i>	MED, MAC, EF, COMA
	<i>Hypsypops rubicundus</i>	MED, MIC, EF, COMA
	<i>Embiotoca jacksoni</i>	MED, MIC, EF, COMA
	<i>Embiotoca lateralis</i>	MED, MIC, EF, COMA
C	<i>Rhacochilus toxotes</i>	GRA, MIC, I, COMA
	<i>Anisotremus davidsonii</i>	GRA, MIC, PM, COMA
D	<i>Rhacochilus vacca</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Phanerodon furcatus</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Hypsurus caryi</i>	MED, MIC, I, COMA
	<i>Medialuna californiensis</i>	MED, H, I, COMA
	<i>Girella nigricans</i>	MED, H, I, COMA
	<i>Chromis punctipinnis</i>	MED, Z, I, COMA
E	<i>Paralabrax clathratus</i>	GRA, C-P, I, COMB
	<i>Oxyjulis californica</i>	PEQ, C-P, I, COMB
	<i>Hyperprosopon anale</i>	PEQ, C-P, I, COMA
F	<i>Urolophus halleri</i>	GRA, MIC, TF, DEP
	<i>Zapteryx exasperata</i>	GRA, MAC, TF, DEP
G	<i>Scorpaena guttata</i>	GRA, MAC, EF, COMB
	<i>Paralabrax nebulifer</i>	GRA, MAC, EF, COMB
	<i>Ophiodon elongatus</i>	GRA, MAC, TF, COMB
H	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Oxylebius pictus</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Lythrypnus dalli</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Alloclinus holderi</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
	<i>Leiocottus hirundo</i>	PEQ, MIC, TF, COMB
I	<i>Halichoeres semicinctus</i>	MED, MIC, I, COMB
	<i>Heterostichus rostratus</i>	MED, MIC, EF, COMB

En ambos ecosistemas, Rincón de Ballenas fue el sitio con mayor número de grupos funcionales, mientras que en arrecifes rocosos, Zeppelin fue el sitio con menos grupos funcionales y La Bufadora y Campo Kennedy (Tabla 12, Fig. 9).

**Tabla 12. Diversidad funcional por medio de grupos funcionales en arrecifes rocosos y en bosques de macroalgas. GF: grupos funcionales; N: total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou.**

	<b>GF</b>	<b>N</b>	<b>H'</b>	<b>J'</b>
<b><i>Arrecifes rocosos</i></b>				
Punta Morro	5	514	0.54	0.77
Rincón de Ballenas	6	876	0.50	0.64
La Bufadora	5	556	0.40	0.57
Zeppelin	4	1469	0.47	0.78
<b><i>Bosque de macroalgas</i></b>				
Las Rosas	8	600	0.58	0.64
Rincón de Ballenas	8	1270	0.66	0.73
La Bufadora	6	1630	0.43	0.55
Campo Kennedy	6	2145	0.39	0.51



**Figura 9. Promedio ( $\pm$  DE,  $n = 9$ ) de los índices de diversidad funcional basados en grupos funcionales. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.**

En arrecifes rocosos, con la transformación logarítmica de  $N$  se logró homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.95$ ).  $GF$ ,  $J'$  y  $H'$  presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.3$ ,  $p = 0.11$  y  $p = 0.11$ ) No se encontraron diferencias significativas entre sitios en ninguno de los índices (ANOVA,  $p > 0.05$ , Tabla 13).

Tabla 13. Análisis de varianza de los índices de diversidad taxonómica de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; GF: grupos funcionales; ln N: ln del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou.

Índices	GL	SC	MC	F	p
GF	3	0.53	0.18	0.55	0.65
ln N	3	5.87	1.96	2.10	0.12
H'	3	0.07	0.02	2.26	0.10
J'	3	0.17	0.05	1.80	0.17

En bosques de macroalgas los grupos funcionales (GF) y el número total de individuos (N) no presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.01$ , para ambos), pero con la transformación logarítmica  $N$  presentó homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.18$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p = 0.21$ ). Sin embargo, incluso con la transformación logarítmica,  $GF$  no presentó homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.02$ ). Los índices  $J'$  y  $H'$  presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.07$  y  $p = 0.31$ ) y normalidad (test de Shapiro-Wilk,  $p = 0.89$  y  $p = 0.63$ ). Estos dos índices, junto con  $\ln N$  mostraron diferencias significativas entre sitios (Tabla 14), al igual que  $GF$  (Prueba Kruskal-Wallis,  $H_{(3)}=14.54$ ,  $p = 0.002$ ).

Tabla 14. Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional basados en grupos funcionales de bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; ln N: ln del total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en itálica y negrita.

Índices	GL	SC	MC	F	p
ln N	3	9.02	3.01	5.99	<b><i>0.002</i></b>
H'	3	0.28	0.09	7.74	<b><i>0.0005</i></b>
J'	3	0.23	0.08	3.60	<b><i>0.02</i></b>

Rincón de Ballenas fue el sitio con mayor número de grupos funcionales y diversidad, difiriendo significativamente de Campo Kennedy y La Bufadora en ambos casos. El mayor número de individuos se encontró en Campo Kennedy, mientras que Las Rosas presentó la minoría de individuos. En estos dos sitios se observó el patrón inverso en la equitatividad (Tabla 15).

**Tabla 15. Análisis a posteriori (Kruskal-Wallis y Tukey) para ver diferencias entre sitios en bosques de macroalgas en los índices de diversidad funcional (por grupos funcionales). Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). GF: grupos funcionales; N: total de individuos; H': índice de Shannon-Wiener; J': equitatividad de Pielou; CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.**

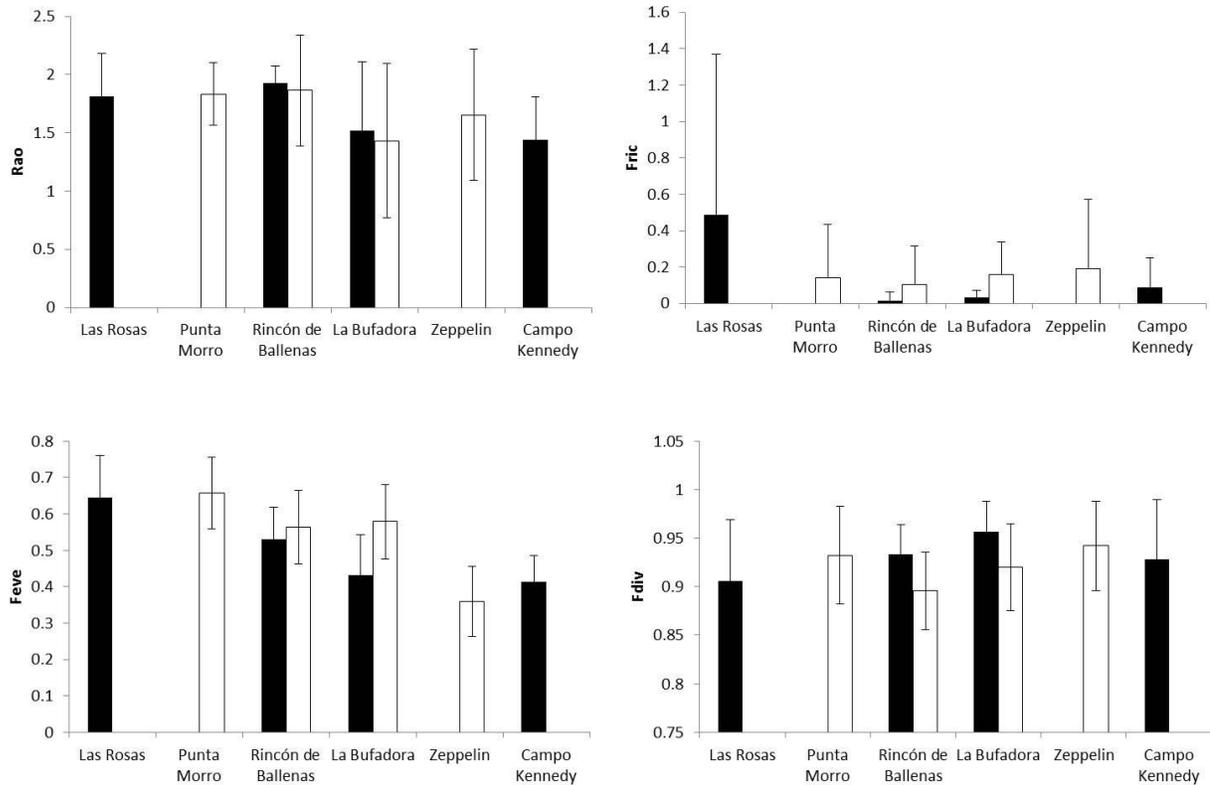
	K-W		Tukey	
	GF	ln N	H'	J'
CK * RB	0.01	0.001	0.002	
LB * RB	0.001	0.02	0.03	
RB * LR		0.03		
CK * LR			0.03	0.04
LB * LR			0.04	

### Índices de diversidad funcional

Se calcularon los índices de diversidad funcional para ambos ecosistemas (Tabla 16, Fig. 10).

Tabla 16. Índices de diversidad funcional para arrecifes rocosos y bosques de macroalgas. Rao: índice de Rao; FRic: riqueza funcional ( $\times 10^{-5}$ ); FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional.

	Rao	FRic	FEve	FDiv
<b><i>Arrecifes rocosos</i></b>				
Punta Morro	2.11	5.2	0.30	0.91
Rincón de Ballenas	1.86	10.4	0.29	0.88
La Bufadora	1.52	63	0.42	0.95
Zeppelin	1.83	33	0.20	0.97
<b><i>Bosque de macroalgas</i></b>				
Las Rosas	2.14	3	0.48	0.93
Rincon de Ballenas	2.15	0.54	0.28	0.93
La Bufadora	1.82	130	0.32	0.98
Campo Kennedy	1.65	88	0.33	0.94



**Figura 10. Promedio ( $\pm$  DE,  $n = 9$ ) de los índices de diversidad funcional. Las barras blancas corresponden a arrecifes rocosos y las barras negras a bosques de macroalgas.**

En arrecifes rocosos todos los índices presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett, *Rao*:  $p = 0.12$ ; *FRic*:  $p = 0.16$ ; *FEve*:  $p = 0.99$ ; *FDiv*:  $p = 0.93$ ) y *FEve* fue el único que presentó diferencias significativas entre sitios (Tabla 17).

**Tabla 17. Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional de arrecifes rocosos. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia; Rao: índice de Rao; FRic: riqueza funcional; FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en *itálica y negrita*.**

Índices	GL	SC	MC	F	p
Rao	3	1.07	0.35	1.35	0.28
FRic	3	0.04	0.01	0.16	0.93
FEve	3	0.44	0.14	14.73	<b>&lt;0.001</b>
FDiv	3	0.01	0.003	1.76	0.18

Zeppelin fue el sitio con el menor valor de FEve, difiriendo significativamente del resto de los sitios (Tabla 18).

**Tabla 18. Análisis a posteriori de Kruskal-Wallis de equitatividad funcional (FEve) para ver diferencias entre sitios en arrecifes rocosos. Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). Z: Zeppelin; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; PM: Punta Morro.**

	FEve
Z * LB	0.002
Z * RB	0.007
Z * PM	<0.001

En bosques de macroalgas, el índice de Rao no presentó homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.008$ ) incluso cuando se realizaba la transformación logarítmica  $\ln$  (prueba de Bartlett,  $p = 0.0003$ ).  $\ln$  FRic, FEve y FDiv presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett,  $p = 0.05$ ;  $p = 0.1$ ;  $p = 0.57$ ;  $p = 0.07$ ). Rao mostró diferencias significativas entre sitios (Prueba de Kruskal-Wallis,  $H_{(3)} = 10.4$ ;  $p = 0.01$ ), al igual que  $\ln$  FRic y FEve (Tabla 19).

**Tabla 19. Análisis de varianza de los índices de diversidad funcional en bosques de macroalgas. GL= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; MC= media cuadrática; F= estadístico de prueba; p= valor de significancia;  $\ln$  FRic:  $\ln$  de riqueza funcional; FEve: equitatividad funcional; FDiv: divergencia funcional. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) están en itálica y negrita.**

Índices	GL	SC	MC	F	p
$\ln$ FRic	3	81.57	27.19	3.02	<b><i>0.04</i></b>
FEve	3	0.31	0.10	10.45	<b><i>&lt;0.001</i></b>
FDiv	3	0.01	0.003	1.64	0.2

Campo Kennedy obtuvo el menor valor para el índice de Rao pero el mayor para FRic, difiriendo estadísticamente con Rincón de Ballenas en ambos casos. Las Rosas fue el sitio con mayor FEve, siendo diferente de Campo Kennedy y La Bufadora (Tabla 20).

Tabla 20. Análisis a posteriori (Kruskal-Wallis y Tukey) para ver diferencias entre sitios en bosques de macroalgas en los índices de diversidad funcional. Sólo se muestran los resultados significativos ( $p < 0.05$ ). CK: Campo Kennedy; RB: Rincón de Ballenas; LB: La Bufadora; LR: Las Rosas.

	K-W		Tukey
	Rao	$\ln FRic$	FEve
CK * RB	0.02	0.03	
CK * LR			0.0001
LB * LR			0.0003

#### 4.3.1 Redundancia ecológica

Se encontró una relación significativa, lineal y positiva entre la diversidad de especies y la diversidad funcional, tanto en arrecifes rocosos como en bosques de macroalgas (Fig. 11). En ambos ecosistemas el modelo lineal fue el que mejor explicó esta relación, existiendo una relación significativa entre los parámetros ( $p < 0.05$ ).

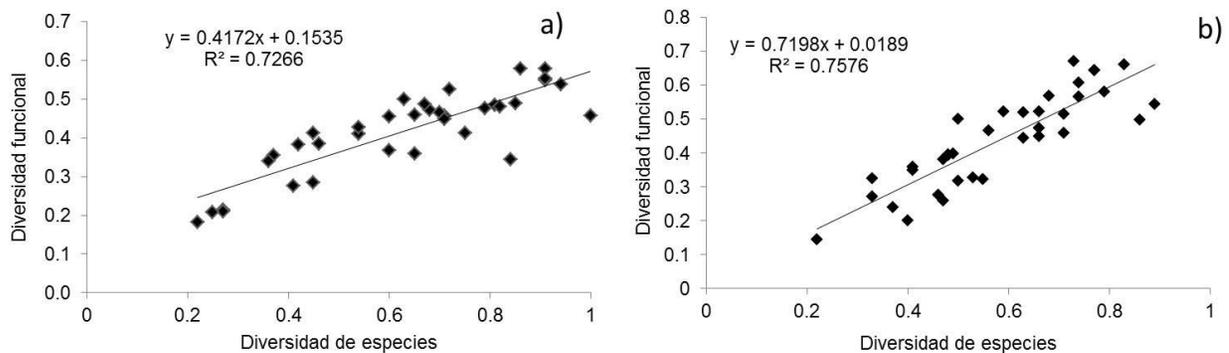


Figura 11. Relación entre la diversidad de especies y la diversidad funcional de peces de a) arrecifes rocosos y b) bosques de macroalgas.

Además se analizó el número de especies registradas por grupo funcional para cada sitio (Tablas 21 y 22). Teniendo en cuenta que el sitio que presenta el mayor número de especies por grupo funcional presentaría una mayor redundancia y por ende una mayor resiliencia, se determinó que en ambos ecosistemas Rincón de Ballenas es el sitio más redundante.

Tabla 21. Número de especies por grupo funcional en arrecifes rocosos. En negrita y cursiva se muestra el mayor número de especies por grupo funcional.

Grupo funcional	Punta Morro	Rincón de Ballenas	La Bufadora	Zeppelin
A	2	1	<b>3</b>	2
B	0	<b>1</b>	<b>1</b>	0
C	3	<b>4</b>	3	<b>4</b>
D	0	<b>1</b>	0	0
E	<b>1</b>	0	0	0
F	<b>6</b>	<b>6</b>	3	3
G	7	6	7	<b>8</b>

Tabla 22. Número de especies por grupo funcional en bosques de macroalgas. En negrita y cursiva se muestra el mayor número de especies por grupo funcional.

Grupo funcional	Las Rosas	Rincón de Ballenas	La Bufadora	Campo Kennedy
A	2	<b>3</b>	1	1
B	5	3	<b>10</b>	7
C	<b>1</b>	0	0	<b>1</b>
D	5	<b>6</b>	3	3
E	<b>3</b>	2	2	2
F	0	<b>2</b>	0	0
G	1	<b>2</b>	1	0
H	1	3	2	<b>4</b>
I	1	<b>2</b>	0	0

### 4.3.2 Heterogeneidad del hábitat

En arrecifes rocosos, ninguna de las variables explicativas estuvo altamente correlacionada, por lo que se generó un solo modelo con todas las variables (Tabla 23). En bosques de macroalgas, dado que las variables explicativas número de estipes y diámetro de estipes estuvieron altamente correlacionadas ( $r = 0.94$ ) se generaron dos líneas de modelos: uno quitando a número de estipes de las variables explicativas (modelo a) y el otro quitando a diámetro de estipes (modelo b).

**Tabla 23. Correlaciones existentes entre las variables explicativas en (a) arrecifes rocosos y (b) bosques de macroalgas. D. estipes: diámetro de los estipes; IR: índice de rugosidad; Prof. cuevas: profundidad de las cuevas.**

(a)

	Profundidad	Sustrato	Prof. cuevas	IR
Profundidad				
Sustrato	0.45			
Prof. cuevas	0.00	-0.26		
IR	0.11	-0.26	0.35	

(b)

	Profundidad	Sustrato	Individuos/m <sup>2</sup>	Nº estipes	D. estipes	IR
Profundidad						
Sustrato	-0.33					
Individuos/m <sup>2</sup>	0.00	0.05				
Nº estipes	-0.16	0.30	-0.36			
D. estipes	-0.17	0.33	-0.42	<b>0.94</b>		
IR	0.31	0.02	0.05	-0.29	-0.33	

En arrecifes rocosos, tanto para el modelo 1 (S) como para el modelo 2 (GF), ninguna de las variables explicativas fue significativa. De esta forma, no existe modelo para ver la relación entre S y GF y la heterogeneidad del hábitat.

En el caso del modelo 1 en bosques de macroalgas (S como variable respuesta) el tipo b (sin diámetro de estipes) incluyó a la variable individuos/m<sup>2</sup> (Tabla 24) como la variable que mejor explica la relación de la riqueza de especies con las variables del hábitat.

**Tabla 24. Resultados del Modelo Lineal Generalizado (GLM) utilizado para identificar relaciones entre la riqueza de peces y la heterogeneidad del hábitat en bosques de macroalgas (modelo 1).**

Nivel		Coefficiente	Desv.Est	Valor de z	Prob(< z )
Ordenada	al	1.95	0.12	16.05	<0.0005
<b>origen</b>					
Individuos		0.005	0.002	2.51	0.011
<b>macroalgas/m<sup>2</sup></b>					

*Deviance* del modelo nulo: 27.75 con 35 grados de libertad. *Deviance* explicada: 44.73

*Deviance* residual: 21.74 con 34 grados de libertad.

AIC: 171.

En el modelo 2 (GF como variable respuesta) ambos tipos (a y b) incluyeron a la variable individuos/m<sup>2</sup> como la que mejor explica las relaciones. El modelo 1b fue el que tuvo un mayor valor de *deviance* (69.17), aunque la diferencia con el modelo 1a fue muy pequeña (*Deviance* modelo 1a: 63.26) (Tabla 25). A su vez, el AIC fue igual para los dos modelos (135.1).

**Tabla 25. Resultados del Modelo Lineal Generalizado (GLM) utilizado para identificar relaciones entre los grupos funcionales de peces y la heterogeneidad del hábitat en bosques de macroalgas (modelo 2).**

Nivel		Coefficiente	Desv.Est	Valor de z	Prob(< z )
Ordenada	al	1.37	0.16	8.36	<0.0005
<b>origen</b>					
Individuos		0.005	0.003	1.74	0.08
<b>macroalgas/m<sup>2</sup></b>					

*Deviance* del modelo nulo: 8.95 con 35 grados de libertad. *Deviance* explicada: 69.25

*Deviance* residual: 6.08 con 34 grados de libertad.

AIC: 135.1.

## 5. Discusión

---

### 5.1 Diversidad taxonómica

En el presente estudio se encontraron 41 especies, en donde se destaca la mayor riqueza de especies registrada en bosques de macroalgas en comparación a la registrada en los arrecifes rocosos, 37 y 33 especies respectivamente. Hasta donde se conoce no existen trabajos comparativos de diversidad entre ecosistemas de arrecifes rocosos y bosques de macroalgas en los sitios de estudio, pero registros de diversidad en la misma región biogeográfica han reportado una menor riqueza que la que se ha encontrado en este trabajo (Hammann y Rosales Casian, 1989; Pondella *et al.*, 2005). El submareal rocoso-algal de la Bahía Todos Santos registró 30 especies (Hammann y Rosales Casian, 1989) y 22 especies se reportaron en los fondos rocosos de las Islas Coronados, en el norte de Baja California (Pondella *et al.*, 2005), ambos estudios utilizando el buceo autónomo como técnica de muestreo.

En ambos estudios registraron especies diferentes a las del presente trabajo, encontrando 12 en Bahía Todos Santos (Hammann y Rosales Casian, 1989) y seis en Islas Coronados (Pondella *et al.*, 2005). Sin embargo, este trabajo añade 29 especies a ambos listados, 22 para Bahía Todos Santos y 25 para Islas Coronados. Es importante resaltar que del total de nuevos registros, 18 especies fueron las mismas en ambos trabajos, como también hacer notar que en la Bahía Todos Santos siete de estas especies fueron registradas con otros métodos de muestreos, como redes de arrastre (Hammann y Rosales Casian, 1989). La mayor riqueza encontrada en el presente trabajo puede deberse a un mayor esfuerzo de muestreo y principalmente a una alta capacitación de los buzos que realizaron el trabajo, logrando distinguir especies crípticas y pudiendo diferenciar taxonómicamente especies similares.

En el presenta trabajo, en arrecifes rocosos se registraron cuatro especies que no se encontraron en bosques de macroalgas: *Clinocottus analis* (charrasco lanudo), *Lythrypnus zebra* (gobio cebra), *Gymnothorax mordax* (morena de California) y *Scorpaena mystes* (escorpión roquero). Las dos primeras son especies crípticas (< 20 cm) y el color de su cuerpo se camufla con su entorno, haciendo difícil observarlas

(Hobson y Chess, 2001). Lo mismo sucede con *S. mystes*, que si bien es una especie grande (> 41 cm) tiene una gran capacidad de camuflaje, logrando pasar inadvertida muchas veces (Thomson *et al.*, 1987). La morena de California (*G. mordax*) tiene cuerpo anguiliforme y se encuentra mayormente en arrecifes rocosos, ya que utiliza sus cavidades como refugio (Charter y Moser, 1996), lo que explica el hecho de encontrarlo en este ecosistema. Estas estrategias pueden ser las razones por las que estas especies no fueron observadas en bosques de macroalgas.

De la misma forma en bosques de macroalgas se registraron nueve especies exclusivas de este ecosistema: *Brachyistius frenatus* (mojarra sargacera), *Haemulon californiense* (salema), *Heterostichus rostratus* (sargacero gigante), *Leiocottus hirundo* (charrasco lavanda), *Rhacochilus toxotes* (mojarra labios de hule), *Sebastes melanops* (rocote negro), *S. miniatus* (rocote bermejo), *Urolophus halleri* (raya redonda común) y *Zapteryx exasperata* (guitarra rayada). La mojarra sargacera (*B. frenatus*) y el sargacero gigante (*H. rostratus*), como sus nombres lo indican, son especies prácticamente exclusivas de bosques de macroalgas. El color y forma de sus cuerpos dificultan su detección por parte de los buzos (como en el caso de la mojarra sargacera) e incluso, como el sargacero gigante, logran ser confundidos con las mismas macroalgas (Hobson y Chess, 2001). El resto de las especies también han sido registradas en arrecifes rocosos (por ej: Ebert y Cowley, 2004; Flores-Ortega *et al.*, 2011), sin embargo en el presente trabajo no han sido registradas en este ecosistema.

Contrastando la riqueza de especies por sitios, los índices de diversidad en arrecifes rocosos tienen valores menores en comparación con aquellos de bosques de macroalgas. El arrecife rocoso de Punta Morro es el sitio con menos individuos pero con el resto de índices estimados con valores más altos. Particularmente este sitio presentó baja visibilidad en todas las ocasiones de muestreo (< 5 m) debido a su fondo fangoso y a las partículas en suspensión. Esto se ve reflejado en la baja detección de especies crípticas en este sitio, como es el caso de *Rhinogobiops nicholsii* (gobio de ojos negros) con dos individuos mientras que, en promedio, los demás sitios cuentan con 49 individuos. Este tipo de resultados pone de manifiesto que la baja visibilidad, en este caso, parece no haber afectado a la detección de las especies y que el hecho de ser el sitio con menor número de individuos no modifica el hecho de que sea el más diverso.

En bosques de macroalgas cada índice tuvo su máximo en diferentes sitios: Rincón de Ballenas tuvo la mayor riqueza de especies, Campo Kennedy el mayor número de individuos y Las Rosas la mayor diversidad y equitatividad y a la vez, la menor abundancia. Como se puede ver estos patrones no son claros, por lo que aun cuando estos índices representan un buen estimador del funcionamiento de las comunidades, no tienen en cuenta la identidad biológica y las diferencias entre especies (Villéger *et al.*, 2010).

Comúnmente se ha utilizado a la diversidad como el índice que privilegia las decisiones de importancia ecológica y prioridades de conservación (Turner *et al.*, 2007), sin embargo la forma en que evaluamos a las comunidades es un tema que aún requiere revisión. Un avance en la evaluación de la diversidad debe tener en cuenta el papel de cada especie en los ecosistemas y sus respuestas a los cambios en el hábitat (Micheli y Halpern, 2005; Villéger *et al.*, 2010).

## **5.2 Diversidad funcional**

### ***Grupos funcionales***

Es bien sabido que el número de rasgos funcionales utilizados y las categorías de cada uno repercuten en el resultado obtenido (Walker *et al.*, 1999). Este trabajo utilizó cuatro rasgos en donde debido a la transformación utilizada se logró una mejor ponderación entre los índices, de manera que ninguno fue más importante que otro. Para este trabajo se realizó una revisión de siete trabajos donde utilizan diferentes números de rasgos, observándose luego la diversa cantidad de grupos funcionales. Sus resultados varían desde generar seis grupos hasta 14 (por ej: Micheli y Halpern, 2005; Hoetinghaus *et al.* 2007).

Con los rasgos funcionales utilizados se encontraron siete grupos funcionales en arrecifes rocosos y nueve en bosques de macroalgas, siendo mayor a lo encontrado en Channel Island: seis grupos funcionales utilizando tres rasgos funcionales (Micheli y Halpern 2005). Debido a que estos autores registraron una menor riqueza de especies (15) era de esperar que haya diferencias entre ambos trabajos. Sin embargo, es importante destacar que de las 15 especies, sólo 2 no fueron registradas en el presente

trabajo y que las especies que forman los grupos funcionales encontrados por Micheli y Halpern (2005) son las mismas que las que se encontraron en este trabajo. Por ejemplo, el grupo que está formado por especies territoriales, que se alimentan de invertebrados y son pequeñas, está compuesto por *Rhinogobiops nicholsii* (gobio de ojos negros) y *Lythrypnus dalli* (gobio bonito) (Micheli y Halpern 2005). En ambos ecosistemas de este trabajo existe un grupo que está formado por estas especies, junto con algunas más (Grupo C en arrecifes rocosos y grupo H en bosques de macroalgas).

Se reconoció que en ambos ecosistemas hay sitios que comparten la misma cantidad de grupos funcionales, sin embargo esto no quiere decir que sean los mismos (por ej: en arrecifes rocosos, Punta Morro y La Bufadora tienen 5 grupos, ver tabla 12). Obviamente la estadística no mostrará diferencias significativas en estos casos ya que se basa en comparar números. Sin embargo, es importante remarcar que el hecho de tener el mismo número de grupos funcionales no implica que sean los mismos. En el caso del ejemplo, comparten cuatro grupos y se diferencian en uno, donde Punta Morro presenta el grupo E formado por *Anisotremus davidsonii* (sargo rayado) y La Bufadora el grupo B formado por *Ophiodon elongatus* (lingcod) y *Gymnothorax mordax* (morena de California) (ver tabla 10). El hecho de que compartan cuatro grupos funcionales habla de que estos sitios tienen la mayoría de sus funciones compartidas.

En arrecifes rocosos existen dos grupos formados por una sola especie: el grupo D con *Atherinops affinis* (pejerrey) y el grupo E con *Anisotremus davidsonii* (ver tabla 10). Ambas especies son las únicas en la categoría *especies pelágicas móviles* en el rasgo funcional “preferencia y uso de hábitat”. Los peces utilizan las grietas de los arrecifes rocosos como refugio para esconderse de sus depredadores (García-Charton *et al.*, 2000), por lo que las especies pelágicas en estos ecosistemas se consideran “pasajeras”. Incluso es interesante notar que ambas especies se encontraron en un solo sitio, en una sola ocasión de muestreo, lo que refuerza la idea de que son especies transitorias. Sin embargo, se decidió tenerlas en cuenta en este trabajo ya que las especies “raras”, como las que tienen baja abundancia, son claves en la estabilidad del ecosistema (Loreau *et al.*, 2001), ya que ante un disturbio (con posible pérdida de especies, y por ende de funciones) podrían añadir o mantener funciones en el ecosistema, permitiendo la resiliencia del mismo.

Destaca la ausencia de registros de especies que conforman el grupo de depredadores tope en este ecosistema (tiburones como: *Cephaloscyllium ventriosum*, pejegato globo; *Triakis semifasciata*, tiburón leopardo; *Heterodontus francisci*, tiburón puerco; peces óseos como: *Stereolepis gigas*, mero gigante (Horn *et al.*, 2006). Estas especies se consideran residentes de los bosques de macroalgas y arrecifes rocosos de la provincia biogeográfica San Dieguina (Horn *et al.* 2006, Pondella *et al.* 2005) y han sido registradas en la bahía Todos Santos en el pasado (Hammann y Rosales Casian, 1989). La ausencia de especies del nivel trófico superior ha sido ampliamente documentado como resultado de la presión pesquera (Pauly *et al.* 1998) ya que genera cambios importantes en la estructura de las comunidades (Sala *et al.*, 2004), eliminando grupos funcionales enteros de los ecosistemas marinos (Micheli y Halpern, 2005). Las especies de estos ecosistemas son extraídas por la flota de mediana altura, la cual es una de las más importantes en Ensenada, registrándose para 2010 una extracción de aproximadamente 200 toneladas (DOF, 2012).

Al igual que con lo sucedido con la diversidad taxonómica, tanto en arrecifes rocosos como en bosques de macroalgas, los sitios con menor número de individuos tienen la mayor equitatividad. Sumado a esto, en bosques de macroalgas los dos sitios con menor abundancia (Las Rosas y Rincón de Ballenas) presentaron la mayor cantidad de grupos funcionales (ocho). Sin embargo es importante notar que los índices de diversidad teniendo en cuenta a los grupos funcionales no siguen un patrón claro; en algunos sitios se observó una tendencia similar o igual a la de la diversidad taxonómica (como es el caso de Punta Morro, Rincón de Ballenas y Campo Kennedy) y en otros sitios se observan patrones opuestos entre ambos tipos de diversidad (como Zeppelin y La Bufadora). 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 (Villéger *et al.*, 2014).

### ***Índices de diversidad funcional***

En este trabajo se eligieron los índices que han sido más utilizados y reportados en la literatura (por ej: Villéger *et al.*, 2008; Hitt y Chambers, 2014) por la posibilidad de ser comparables y también por ser los más fáciles de calcular y de interpretar. Sin embargo,

se dividen 3 grandes grupos: riqueza funcional, equitatividad funcional y divergencia funcional (Villéger *et al.*, 2008; Song *et al.*, 2014). Dentro de cada uno de estos grupos existen varios índices y formas de calcularlos. En arrecifes rocosos la equitatividad funcional (FEve) fue el único índice que presentó diferencias entre sitios, mientras que en bosques de macroalgas todos los índices presentaron diferencias significativas entre sitios excepto la divergencia funcional (FDiv).

El índice de Rao (Q) refleja la diferencia de los rasgos funcionales entre las especies que podrían maximizar las estrategias de utilización de recursos (Song *et al.*, 2014). Este índice se calcula mediante la abundancia de las especies y sus rasgos funcionales y es uno de los índices más fáciles de interpretar. Cuando  $Q = 0$  significa que todas las especies son funcionalmente iguales, y cuando  $Q = H'$  (diversidad de Shannon) las especies son funcionalmente diferentes entre sí (Botta-Dukát, 2005). En bosques de macroalgas Rincón de Ballenas es el sitio con mayor Q, es decir, con mayor diversidad de funciones, difiriendo estadísticamente con Campo Kennedy. Rincón de Ballenas es el sitio con mayor número de individuos de macroalgas/m<sup>2</sup> (1.04 individuos/m<sup>2</sup>) mientras que Campo Kennedy sólo tiene 0.53/m<sup>2</sup>, por lo que esta variable del hábitat podría estar influyendo en el índice de Rao.

En bosques de macroalgas se observó el mismo patrón con la riqueza funcional (FRic): Rincón de Ballenas fue significativamente mayor que Campo Kennedy. Se ha reportado que el descenso de FRic podría atribuirse a procesos de degradación de hábitat como eutrofización o desarrollo urbano (Villéger *et al.*, 2010). En Campo Kennedy existe presión de pesca de langosta y erizos con trampas (zona concesionada por la Cooperativa Esteban Cantú), sumado a que es un sitio muy acudido por los turistas para bucear e incluso practicar pesca submarina. Si bien la pesca como tal no podría ser considerada como un proceso de degradación de hábitat, la maniobra de colocación y extracción de trampas, la pesca submarina y el buceo ejercen una fuerte presión sobre la comunidad, modificándola igual o más que un cambio en el hábitat.

En bosques de macroalgas Las Rosas fue el sitio con mayor equitatividad funcional (FEve) difiriendo significativamente de Campo Kennedy y La Bufadora, mientras que en arrecifes rocosos Zeppelin fue el sitio con menor FEve, difiriendo del resto de los sitios. La equitatividad funcional indica si las especies son funcionalmente similares, y el

aumento de ésta en un ecosistema se explica por una mayor separación funcional entre las especies (Hitt y Chambers, 2014). De esta forma Las Rosas presenta la mayor separación funcional entre especies, mientras que el resto de los sitios (incluido Zeppelin en arrecifes rocosos) presentan especies más cercanas funcionalmente.

Contrario a lo que se pensaba, la diversidad funcional evaluada con los índices no presentó diferencias entre sitios en arrecifes rocosos, indicando que la riqueza de especies con rasgos funcionales extremos (dos especies con rasgos muy diferentes, por ej: pequeños y grandes) son similares (Villéger *et al.*, 2008).

### **5.3 Comparación entre diversidad taxonómica y diversidad funcional**

El presente estudio destaca que en las comunidades de peces de arrecifes rocosos no se encontraron diferencias entre sitios en la diversidad taxonómica ni en la diversidad funcional (excepto en el índice de Rao), en contraste con lo observado en el ensamble íctico de bosques de macroalgas. Pocos estudios han dirigido esfuerzos en contrastar los indicadores taxonómicos y funcionales, sin embargo Villeger *et al.* (2010) encontraron diferencias en la diversidad funcional en comunidades de peces de una laguna costera, explicando que esto se debe a la pérdida de especies especialistas y la incorporación de especies redundantes. En los bosques de macroalgas, el hecho de que no haya diferencias significativas en la riqueza de especies entre sitios no significa precisamente que esas especies sean las mismas. Lo interesante es ver si además de que no son las mismas especies, cumplen o no la misma función. El hecho de que la riqueza de especies se mantenga igual y los grupos funcionales aumenten pone de manifiesto que especies nuevas con rasgos funcionales originales (es decir, funciones que aún no se encuentran en el ecosistema) reemplazan a las especies generalistas (Cheng *et al.*, 2014).

Los arrecifes rocosos, al no presentar diferencias en ambos tipos de diversidades, demuestran que las especies que los componen, más allá de ser las mismas o no taxonómicamente, también son las mismas funcionalmente. En el caso de la equitatividad, no hay diferencias en la taxonómica pero si en la funcional. Estos patrones opuestos entre equitatividad taxonómica y funcional demuestran que aunque la equitatividad de especies resulta un buen predictor de los cambios en las

abundancias de las especies, las variaciones de la equitatividad taxonómica pueden llevar tanto a un aumento como a un descenso de la equitatividad funcional (Villéger *et al.*, 2010). Por ejemplo, en arrecifes rocosos de La Bufadora se registró la menor equitatividad taxonómica y la mayor FEve, por lo que esta visión generalizada del sistema permite una mejor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas (Hillebrand *et al.*, 2008).

El índice de Rao (Q) puede compararse con la diversidad funcional (H') mediante grupos funcionales debido a la forma en que se calcula (Mouchet *et al.*, 2010). En el presente trabajo se corrobora esto, ya que en ambos ecosistemas, estos dos índices nos brindan la misma información. Con base en esto, se sugiere que en próximos trabajos no será necesario calcular los dos ya que brindan la misma información. Con la equitatividad funcional y taxonómica no sucede lo mismo, como se explicó anteriormente, por lo que es necesario calcular ambos ya que nos brindan diferente información. Fric y FDiv no tienen realmente sus homólogos, por lo que también es necesario calcularlos.

Por último, existen trabajos que caracterizan la diversidad funcional a través de grupos funcionales (por ej: Micheli y Halpern ,2005; Halpern y Floeter, 2008) y otros por medio de índices funcionales (por ej: Villéger *et al.*, 2010; Hitt y Chambers, 2014). Con base en los resultados del presente trabajo, se propone que se realicen las dos caracterizaciones: los índices permiten ver los patrones que siguen los procesos ecológicos, mientras que los grupos funcionales dan una visión más "real" de lo que sucede, dejando ver cuáles son las especies que conforman cada grupo.

### ***Redundancia ecológica***

El presente estudio documenta una alta redundancia ecológica en los dos ecosistemas: arrecifes rocosos y bosques de macroalgas. La redundancia ecológica es el resultado de la coexistencia de especies, inclusive de linajes muy distantes, pero que cumplen funciones equivalentes o muy similares en el ecosistema (Naeem, 2002). Una alta redundancia indica que las funciones del ecosistema son robustas a cambios en la diversidad, por lo contrario, baja redundancia ecológica implica que los rasgos funcionales se pierden rápidamente a medida que disminuye la diversidad (Micheli y

Halpern 2005). Esto explica que la presencia de más de dos especies en los grupos funcionales de este sistema supone una mayor capacidad del sistema para responder a cambios en la diversidad y de resiliencia.

En arrecifes rocosos existen cuatro grupos funcionales representados con dos o más especies, mientras que ocho grupos presentaron este mismo patrón en bosques de macroalgas. El hecho de que existan múltiples vías para realizar las funciones del ecosistema da lugar a que los procesos sean más resistentes a las perturbaciones ya que otras vías pueden compensar cualquier cambio. Esta transición de redundancia funcional a resiliencia de un ecosistema implica que existen mecanismos de compensación gracias a grupos funcionales formados por varias especies, de tal manera que las variaciones en la abundancia de una especie pueden ser compensadas por variaciones recíprocas en otra especie en el mismo grupo funcional (Rice *et al.*, 2013).

Los dos ecosistemas de este trabajo presentan una relación positiva entre la diversidad funcional y taxonómica, lo que significa una alta redundancia del ecosistema. El poder determinar cómo se relacionan la diversidad taxonómica y funcional tiene importantes implicaciones en predecir cómo reaccionarán las comunidades ante las posibles perturbaciones para poder gestionar el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Micheli y Halpern 2005). Estos resultados corresponden a la curva  $A_2$  del modelo propuesto por Micheli y Halpern (2005), el cual representa un modelo lineal con una pendiente menor a 1, indicando que por cada función hay más de una especie cumpliéndola. Este es un dato muy particular e importante para arrecifes rocosos, ya que cuando se analiza la diversidad taxonómica y funcional por separado no se encuentran diferencias, pero al relacionarlas vemos que realmente no es una relación 1:1 (sería el caso de un modelo lineal con pendiente = 1, curva  $A_1$ ).

La alta redundancia encontrada en el presente trabajo puede deberse a que el número de especies encontradas es mayor que lo reportado anteriormente, pero no se añaden funciones nuevas, es decir, se añaden especies pero no funciones. De esta forma, hay más de una especie que cumple una misma función, dándole resiliencia al ecosistema. Micheli y Halpern (2005) reportan que las comunidades de peces de California

presentan una baja redundancia ecológica atribuyéndolo a que la pesca tiende a remover grupos funcionales enteros.

Rincón de Ballenas, el sitio con mayor riqueza de especies, resultó también ser el sitio más redundante en ambos ecosistemas. Aun cuando sumar especies puede ser un factor importante en la redundancia ecológica, esta puede estar concentrada en unas cuantas de las funciones del ecosistema, dejando algunas funciones representadas con una sola especie (Naeem, 1998). Se ha documentado la importancia de mantener bien representado el número de especies en todos los grupos funcionales presentes en el ecosistema para garantizar la resiliencia del mismo (Rice *et al.*, 2013).

#### **5.4 Heterogeneidad del hábitat**

Teniendo en cuenta los resultados de la diversidad funcional y la heterogeneidad del hábitat en bosques de macroalgas, se rechazó la hipótesis de este trabajo. Inicialmente se propuso que no se encontrarían diferencias debido a la presencia de especies generalistas en estos ecosistemas. Si bien esto es cierto, sólo se tiene en cuenta la función trófica mientras que existen otros rasgos funcionales muy importantes, como por ejemplo la preferencia de hábitat. Al utilizar varios rasgos funcionales se logra obtener una visión más general de las funciones de las especies. De esta forma podemos explicar lo importante de la estructura de *M. pyrifera* en el funcionamiento del ecosistema.

No se encontró una relación entre la diversidad funcional y la heterogeneidad del hábitat en arrecifes rocosos. En este ecosistema se apoyó la hipótesis, lo cual puede deberse a la menor complejidad del hábitat (comparado con la tridimensionalidad de los bosques de macroalgas). Sin embargo, es importante mencionar que los sitios muestreados son muy similares estructuralmente por lo que sería interesante analizar qué sucede evaluando sitios que presenten diferencias en la heterogeneidad del hábitat.

La riqueza de especies y los grupos funcionales mostraron una relación positiva con una sola variable del hábitat: individuos de *Macrocystis*/m<sup>2</sup>. Mientras tanto, en arrecifes rocosos no se observó una relación entre la diversidad (taxonómica y funcional) y las variables medidas para caracterizar la heterogeneidad del hábitat. Aunque muchos

estudios previos han evaluado la influencia de la heterogeneidad del hábitat sobre la diversidad de especies, en este trabajo se abordó adicionalmente la relación entre ésta y la estructura funcional de las comunidades de peces. Debido a que el concepto de funcionalidad tiene una implicación directa en reconocer cambios en el hábitat, resulta importante comprobar la relación entre sitios que presenten un gradiente en la complejidad del hábitat.

En estudios previos hechos en bosques de macroalgas también encontraron que la complejidad del hábitat juega un papel esencial en los patrones de distribución y abundancia de peces (por ej: Anderson y Millar, 2004; Efird y Konar, 2014), sin embargo no existe un consenso sobre cuáles son las variables importantes. Un estudio en Nueva Zelanda registró que sólo el número de macroalgas influye en la riqueza de especies (Anderson y Millar, 2004), coincidiendo con lo encontrado en este trabajo. Sin embargo, existen dos estudios que difieren con lo encontrado en este trabajo: en Alaska se observó que el número de macroalgas, la rugosidad y la profundidad influían en la riqueza de especies (Efird y Konar, 2014), observándose lo mismo en otro trabajo en Nueva Zelanda (Cole *et al.*, 2012).

El hecho de que el número de macroalgas sea la única variable que influye significativamente en la riqueza de especies puede estar demostrando que particularmente para este sistema la densidad de *M. pyrifera* es lo suficientemente importante como para ser la única variable significativa. *Chromis punctipinnis* (castañeta herrera) y *Oxyjulis californica* (señorita californiana) son especies itinerantes, es decir se las puede encontrar tanto en el fondo como a media agua. Ambas especies forman grandes cardúmenes y sus abundancias son mucho mayores que las de otras especies (Hobson y Chess, 2001). Como estos grandes cardúmenes se observan mayormente a media agua, es de esperarse que la densidad de *Macrocystis* cumpla un rol esencial en sus abundancias.

Este resultado pone de manifiesto la importancia de las macroalgas como ingenieros del ecosistema, brindando una estructura tridimensional y generando disponibilidad de hábitat en toda la columna de agua (Steneck *et al.*, 2002). Un trabajo realizado en Isla Santa Catalina, California evalúa cómo afecta la densidad de macroalgas a la abundancia de *Brachyistius frenatus* (mojarra sargacera) a lo largo de un ciclo anual,

encontrando que prefieren diferentes partes de las macroalgas (fondo, media agua o dosel) según el estadio de vida de estos peces (Anderson, 1994). Es muy importante tener en cuenta todo un año ya que *M. pyrifera* tiene una variación estacional que contribuye a la dinámica de los peces (Dayton, 1985), por lo que en futuros trabajos sería importante tener datos de todo un ciclo completo.

## 6. Conclusiones

---

1. Se registraron 37 especies de peces en bosques de macroalgas y 33 en arrecifes rocosos. La similitud con lo registrado en trabajos realizados en esta zona y el esfuerzo de muestreo óptimo hace que estos datos sean confiables.
2. La diversidad funcional evaluada mediante grupos funcionales mostró la presencia de un mayor número de grupos en los bosques de macroalgas (nueve) en comparación con los arrecifes rocosos (siete). La mayor diversidad funcional en los sitios de bosques de macroalgas se relaciona no sólo con un mayor número de especies, sino con la adición de especies con funciones específicas en este ecosistema.
3. Los índices de diversidad funcional mostraron diferencias entre sitios en bosques de macroalgas, mientras que en arrecifes rocosos no hay diferencias en dichos índices.
4. Bosques de macroalgas y arrecifes rocosos presentan una alta redundancia ecológica, ya que varias especies cumplen la misma función. Rincón de Ballenas resultó ser el sitio más redundante en ambos ecosistemas.
5. La densidad de macroalgas (individuos de *M. pyrifera*/m<sup>2</sup>) fue la única variable del hábitat que influyó tanto en la diversidad taxonómica como funcional, poniendo de manifiesto la importancia de la estructura tridimensional que brinda el bosque de macroalgas.
6. No hubo ninguna variable del hábitat en arrecifes rocosos que influyera en la diversidad taxonómica ni funcional. Tal vez la menor heterogeneidad (comparada con la que ofrece el bosque de macroalgas) explique este patrón.

## Lista de referencias

- Anderson, M., y Millar, R. (2004). Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305(2), 191–221.
- Anderson, T. (1994). Role of macroalgal structure in the distribution and abundance of a temperate reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 113 (3), 279–290.
- Andrews, K., y Anderson, T. (2004). Habitat-dependent recruitment of two temperate reef fishes at multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, 277, 231–244.
- Barry, J. P., Yoklavich, M. M., Cailliet, G. M., Ambrose, D. A., y Antrim, B. S. (1996). Trophic ecology of the dominant fishes in Elkhorn Slough, California, 1974–1980. *Estuaries*, 19 (1), 115-138.
- Bell, S., McCoy, E., y Mushinsky, H. (1991). Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall.
- Blanco-Parra, M., Galván-Magaña, F., Márquez-Farías, J. F., y Niño-Torres, C. A. (2012). Feeding ecology and trophic level of the banded guitarfish, *Zapteryx exasperata*, inferred from stable isotopes and stomach contents analysis. *Environmental biology of fishes*, 95 (1), 65-77.
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16 (5), 533–540.
- Bredvik, J. J., Boerger, C., y Allen, L. G. (2011). Age and growth of two herbivorous, kelp forest fishes, the Opaleye (*Girella nigricans*) and Halfmoon (*Medialuna californiensis*). *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 110 (1), 25-34.
- Burnham, K., y Anderson, D. (2002). Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach (Vol. 40, pp. 488). Springer, New York.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J., y Díaz, S. (2011). FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3), 233–237.
- Charter, S., y Moser, H. (1996). Muraenidae: morays. En H. Moser (Ed.), *The early stages of fishes in the California Current region*. (Atlas N° 3., pp. 1505). California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations (CalCOFI).
- Cheng, L., Blanchet, S., Loot, G., Villéger, S., Zhang, T., Lek, S., ... Li, Z. (2014). Temporal changes in the taxonomic and functional diversity of fish communities in shallow Chinese lakes: the effects of river-lake connections and aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 23–34.

- Clarke, K., y Gorley, R. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth.
- Cole, R., Davey, N., Carbines, G., y Stewart, R. (2012). Fish–habitat associations in New Zealand: geographical contrasts. *Marine Ecology Progress Series*, 450, 131–145.
- Cornelissen, J., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D., ... Poorter, H. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 335–380.
- Crawley, M. (2013). The R book. John Wiley & Sons.
- Crooks, J. A. (2002). Predators of the invasive mussel *Musculista senhousia* (Mollusca: Mytilidae). *Pacific Science*, 56(1), 49-56.
- Dayton, P. (1985). Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16, 215–245.
- Díaz, S., y Cabido, M. (2001). Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- Díaz, S., Hodgson, J., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J., Jalili, A., ... Zak, M. (2004). The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15, 295–304.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., y Robson, T. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(52), 20684–20689.
- DOF Diario Oficial de la Federación. (2012). Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA, México), pp. 21–127.
- Ebeling, A., y Hixon, M. (1991). Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures. En *The ecology of fishes on coral reefs*. (Academic P., pp. 509–563). San Diego.
- Ebert, D., y Cowley, P. (2004). Diet, feeding behaviour and habitat utilisation of the blue stingray *Dasyatis chrysonota* (Smith, 1828) in South African waters. *Marine and Freshwater Research*, 54(8), 957–965.
- Efird, T., y Konar, B. (2014). Habitat characteristics can influence fish assemblages in high latitude kelp forests. *Environmental Biology of Fishes*, 97(11), 1253–1263.

- Flores-Ortega, J., Godínez-Domínguez, E., González-Sansón, G., Rojo-Vázquez, J., Corgos, A., y Morales-Jáuregui, M. (2011). Feeding habits of three round stingrays (Rajiformes: Urotrygonidae) in the central Mexican Pacific. *Ciencias Marinas*, 37(3), 279–292.
- Foster, M., y Schiel, D. (2010). Loss of predators and the collapse of southern California kelp forests (?): alternatives, explanations and generalizations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 393, 59–70.
- Froeschke, J. T., Allen, L. G., y Pondella, D. J. (2005). The Reef Fish Assemblage of the Outer Los Angeles Federal Breakwater, 2002-2003. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 104 (2), 63-74.
- García-Charton, J., y Pérez-Ruzafa, A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138, 917–934.
- García-Charton, J., Williams, I., Pérez Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., ... Riggio, S. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(02), 159–178.
- Graham, M., Dayton, P., y Erlandson, J. (2003). Ice ages and ecological transitions on temperate coasts. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(1), 33–40.
- Graham, M. H. (2004). Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems*, 7(4), 341–357.
- Grime, J. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86, 902–910.
- Halpern, B., y Floeter, S. (2008). Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 147–156.
- Hamilton, J., y Konar, B. (2007). Implications of substrate complexity and kelp variability for south-central Alaskan nearshore fish communities. *Fishery Bulletin*, 105(2), 189–196.
- Hammann, M., y Rosales Casian, J. (1989). Taxonomía y estructura de la comunidad de peces del Estero de Punta Banda y Bahía de Todos Santos, Baja California, México. En J. Rosa-Vélez y F. González-Farías (Eds.), (p. 337). Ensenada: Universidad Autónoma de Baja California.
- Hammer, Ø., Harper, D., y Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Heemstra, P. C., y Randall, J. E. (1993). *FAO species catalogue vol. 16 groupers of the world (family serranidae, subfamily epinephelinae): An annotated and illustrated*

catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper, and lyretail species known to date. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Hickey, B. (1993). Physical oceanography. En M. Dailey, D. Reish, y J. Anderson (Eds.), *Ecology of the Southern California Bight. A synthesis and interpretation*. (pp. 19–70). Berkeley: University of California Press.
- Hillebrand, H., Bennett, D., y Cadotte, M. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, 89(6), 1510–1520.
- Hillebrand, H., y Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters*, 12(12), 1405–1419.
- Hitt, N., y Chambers, D. (2014). Temporal changes in taxonomic and functional diversity of fish assemblages downstream from mountaintop mining. *Freshwater Science*, 33(3), 915–926.
- Hixon, M., y Menge, B. (1991). Species diversity: prey refuges modify the interactive effects of predation and competition. *Theoretical Population Biology*, 39(2), 178–200.
- Hobson, E., y Chess, J. (2001). Influence of trophic relations on form and behavior among fishes and benthic invertebrates in some California marine communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60, 411–457.
- Hoeinghaus, D., Winemiller, K., y Birnbaum, J. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34(2), 324–338.
- Horn, M., Allen, L., y Lea, R. (2006). Biogeography. En L. Allen, D. Pondella, y M. Horn (Eds.), *The ecology of marine fishes. California and adjacent waters* (pp. 3–25). University of California Press.
- Hughes, T., Bellwood, D., Folke, C., Steneck, R., y Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 380–386.
- Irigoyen, A., y Galván, D. (2010). *Peces de arrecife argentinos* (Buenos Aires).
- Irschick, D., Fox, C., Thompson, K., Knapp, A., Baker, L., y Meyer, J. (2013). Functional ecology: integrative research in the modern age of ecology. *Functional Ecology*, 27(1), 1–4.
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161.

- Jones, C., Lawton, J., y Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373–386.
- Jones, G. (1991). Post-recruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multifactorial perspective. En P. Sale (Ed.), *The ecology of fishes on coral reefs* (pp. 294–328). San Diego: Academic Press.
- Ladah, L., y Zertuche-González, J. (1999). Giant kelp (*Macrocystis pyrifera*, Phaeophyceae) recruitment near its southern limit in Baja California after mass disappearance during ENSO 1997–1998. *Journal of Phycology*, 35, 1106–1112.
- Laur, D. R., y Ebeling, A. W. (1983). Predator-prey relationships in surfperches. *Environmental Biology of Fishes*, 8 (3-4), 217-229.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J., Garnier, E., Harrison, S., McIntyre, S., ... Urcelay, C. (2007). Plant functional types: Are we getting any closer to the Holy Grail? En J. Canadell, D. Pataki, & L. Pitelka (Eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, New York.
- Leduc, A., da Silva, E., y 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.
- Leet, W. S. (2001). California's living marine resources: A Status Report. UCANR Publications.
- Limbaugh, C. (1955). Fish life in the kelp beds and the effects of kelp harvesting. *Scripps Institution of Oceanography*.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J., Hector, A., ... Wardle, D. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804–808.
- Love, M. S., Mecklenburg, C. W., Mecklenburg, T. A., y Thorsteinson, L. K. (2005). Resource inventory of marine and estuarine fishes of the west coast and Alaska: A checklist of North Pacific and Arctic ocean species from Baja California to the Alaska–Yukon border. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Seattle, Washington, OCS Study MMS 2005-030 and USGS/NBII 2005-001.
- Luckhurst, B., y Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49, 317–323.
- Mahon, R. (1984). Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(2), 330–350.

- Mason, N., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Wilson, J., y Argillier, C. (2008). Does niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *Journal of Animal Ecology*, 77, 661–669.
- Mateos, E., Marinone, S., y Parés-Sierra, A. (2009). Towards the numerical simulation of the summer circulation in Todos Santos Bay, Ensenada, B.C. Mexico. *Ocean Modelling*, 27, 107–112.
- Metha, R. (2013). Density estimates, growth patterns, and diet of the California moray, *Gymnothorax mordax*, around Catalina Island. En Integrative and comparative biology (vol. 53, pp. 332-332). Oxford University Press.
- Micheli, F., y Halpern, B. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8, 391–400.
- Micheli, F., Mumby, P., Brumbaugh, D., Broad, K., Dahlgren, C., Harborne, A., ... Sanchirico, J. (2014). High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*, 171, 186–194.
- Mouchet, M., Villéger, S., Mason, N., y Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24, 867–876.
- Mouillot, D., Dumay, O., y Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4), 443–456.
- Mouillot, D., Villegger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-Gonzalez, J., Bender, M., ... Bellwood, D. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757–13762.
- Murdoch, W., y Oaten, A. (1975). Predation and population stability. *Advances in Ecological Research*, 9, 1–132.
- Naeem, S. (1998). Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, 12(1), 39–45.
- Naeem, S. (2002). Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. *Ecology*, 83(10), 2925–2935.
- Naeem, S., Bunker, D. ., Hector, A., Loreau, M., y Perrings, C. (2009). Biodiversity, ecosystem, functioning, & human wellbeing. In *Biology* (1º ed.). New York.
- Nelson, J., Crossman, E., Espinoza-Pérez, H., Findley, L., Gilbert, C., Lea, R., y Williams, J. (2004). Common and scientific names of fishes from the United States, Canada and Mexico. American Fisheries Society.

- Nicolas, D., Lobry, J., Le Pape, O., y Boët, P. (2010). Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88, 329–338.
- Parnell, P. E., Miller, E. F., Lennert-Cody, C. E., Dayton, P. K., Carter, M. L., y Stebbins, T. D. (2010). The response of giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) in southern California to low-frequency climate forcing. *Limnology and Oceanography*, 55(6), 2686–2702.
- Petchey, O., y Gaston, K. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741–58.
- Petchey, O. L., y Gaston, K. J. (2007). Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, 116(8), 1422–1426.
- Pielou, E. (1969). An introduction to mathematical ecology. Wiley.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583–590.
- Pla, L., Casanoves, F., y Di Renzo, J. (2012). Quantifying functional biodiversity (Spring., p. 98). New York: Springer.
- Pondella, D., Gintert, B., Cobb, J., y Allen, L. (2005). Biogeography of the nearshore rocky-reef fishes at the southern and Baja California islands. *Journal of Biogeography*, 32, 187–201.
- Pool, T., Grenouillet, G., y Villéger, S. (2014). Species contribute differently to the taxonomic, functional, and phylogenetic alpha and beta diversity of freshwater fish communities. *Diversity and Distributions*, 20, 1235–1244.
- Ramírez Ortiz, G. (2013). Evaluación de la redundancia y resiliencia ecológica en arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical a través del análisis de la diversidad funcional de peces y macroinvertebrados. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Tesis de Maestría.
- Ramírez-Valdez, A., Montañó-Moctezuma, G., y Torres-Moye, G. (2012). Manual de entrenamiento para la identificación de peces asociados a los bosques de macroalgas. Ensenada, Baja California, México.
- Rao, C. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21(1), 24–43.
- Rice, J., Daan, N., Gislason, H., y Pope, J. (2013). Does functional redundancy stabilize fish communities? *ICES Journal of Marine Science*, 70(4), 734–742.

- Rosenfeld, J. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156–162.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G., y López-Lemus, L. (2004). Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29(3), 19–25.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., y Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3), 469–484.
- Schmitt, R. J., y Coyer, J. A. (1982). The foraging ecology of sympatric marine fish in the genus *Embiotoca* (Embiotocidae): importance of foraging behavior in prey size selection. *Oecologia*, 55(3), 369–378.
- Sgarlatta, M.P (2012). Distribución espacial y temporal del turco (*Pinguipes brasilianus*) y factores ecológicos que regulan su abundancia en arrecifes del Golfo Nuevo. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Tesis de licenciatura.
- Sibbing, F., y Nagelkerke, L. (2001). Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics.
- 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.
- Steneck, R., Graham, M., Bourque, B., Corbett, D., Erlandson, J., Estes, J., y Tegner, M. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29(04), 436–459.
- Stuart-Smith, R., Bates, A., Lefcheck, J., Duffy, J., Baker, S., Thomson, R., ... Edgar, G. (2013). Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501(7468), 539–42.
- Team, R. D. C. (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Thomson, D., Findley, L., y Kerstitch, A. (1987). The reef fishes of Sea of Cortez. The rocky shore fishes of the Gulf of California (p. 302). Tucson: The University of Arizona Press.
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3(1), 109–120.
- Torrecillas, E., Torres, P., Alguacil, M., Querejeta, J., y Roldán, A. (2013). Influence of habitat and climate variables on arbuscular mycorrhizal fungus community distribution, as revealed by a case study of facultative plant epiphytism under semiarid conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(23), 7203–7209.
- Turner, W., Brandon, K., Brooks, T., Costanza, R., da Fonseca, G., y Portela, R. (2007). Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 57(10), 868–873.

- Villéger, S., Mason, N., y Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301.
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., y Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Walker, B., Kinzig, A., y Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity , resilience , and ecosystem function : the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2, 95–113.
- Weaver, W. (1949). Recent contributions to the mathematical theory of communication. *The Mathematical Theory of Communication*, 1.
- Wiedmann, M., Aschan, M., Certain, G., Dolgov, A., Greenacre, M., Johannesen, E., ... Primicerio, R. (2014). Functional diversity of the Barents Sea fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 205–218.
- Witman, J., y Roy, K. (2009). *Marine macroecology*. University of Chicago Press.
- Yoshiyama, R. M. (1980). Food habits of three species of rocky intertidal sculpins (Cottidae) in central California. *Copeia*, 515-525.
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A., y Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. (p. 548). Springer.

Apéndice 1. Clasificación taxonómica de los peces de arrecifes rocosos (AR) y bosques de macroalgas (BM) en las costas de Ensenada. Clasificación siguiendo a Nelson *et al.*, 2004. Las autoridades que se encuentran entre paréntesis son aquellas que han tenido una revisión y modificación de su nombre original.

Orden	Familia	Especie	Autoridad	Sistema	
Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax mordax</i>	(Ayres, 1859)	AR	
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Atherinops affinis</i>	(Ayres, 1860)	AR y BM	
Myliobatiformes	Urolophidae	<i>Urolophus halleri</i>	(Cooper, 1863)	BM	
Perciformes	Clinidae	<i>Heterostichus rostratus</i>	Girard, 1854	BM	
		Embiotocidae	<i>Brachyistius frenatus</i>	Gill, 1862	BM
			<i>Embiotoca jacksoni</i>	Agassiz, 1853	AR y BM
			<i>Embiotoca lateralis</i>	Agassiz, 1854	AR y BM
			<i>Hyperprosopon anale</i>	Agassiz, 1861	AR y BM
			<i>Hypsurus caryi</i>	(Agassiz, 1853)	AR y BM
			<i>Phanerodon furcatus</i>	Girard, 1854	AR y BM
			<i>Rhacochilus toxotes</i>	Agassiz, 1854	BM
			<i>Rhacochilus vacca</i>	(Girard, 1855)	AR y BM
		Gobiidae	<i>Lythrypnus dalli</i>	(Gilbert, 1890)	AR y BM
			<i>Lythrypnus zebra</i>	(Gilbert, 1890)	AR
			<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	(Bean, 1882)	AR y BM
		Haemulidae	<i>Anisotremus davidsonii</i>	(Steindachner, 1876)	AR y BM
			<i>Haemulon californiense</i>	(Steindachner, 1876)	BM
		Kyphosidae	<i>Girella nigricans</i>	(Ayres, 1860)	AR y BM
			<i>Medialuna californiense</i>	(Steindachner, 1876)	AR y BM
		Labridae	<i>Halichoeres semicinctus</i>	(Ayres, 1859)	AR y BM
			<i>Oxyjulis californica</i>	(Günther, 1861)	AR y BM
			<i>Semicossyphus pulcher</i>	(Ayres, 1854)	AR y BM
		Labrisomidae	<i>Alloclinus holderi</i>	(Lauderbach, 1907)	AR y BM
	Pomacentridae	<i>Chromis punctipinnis</i>	(Cooper, 1863)	AR y BM	
		<i>Hypsypops rubicundus</i>	(Girard, 1854)	AR y BM	
	Serranidae	<i>Paralabrax clathratus</i>	(Girard, 1854)	AR y BM	
		<i>Paralabrax nebulifer</i>	(Girard, 1854)	AR y BM	
Rajiformes	Rhinobatidae	<i>Zapteryx exasperata</i>	(Jordan y Gilbert, 1880)	BM	
Scorpaeniformes	Cottidae	<i>Clinocottus analis</i>	(Girard, 1858)	AR	
		<i>Leiocottus hirundo</i>	Girard, 1856	BM	
	Hexagrammidae	<i>Ophiodon elongatus</i>	Girard, 1854	AR y BM	
		<i>Oxylebius pictus</i>	Gill, 1862	AR y BM	
	Scorpaenidae	<i>Scorpaena guttata</i>	Girard, 1854	AR y BM	
		<i>Scorpaena mystes</i>	Jordan y Starks, 1895	AR	
	Sebastidae	<i>Sebastes atrovirens</i>	Jordan y Gilbert, 1880	AR y BM	
		<i>S. auriculatus</i>	Girard, 1854	AR y BM	
		<i>S. carnatus</i>	(Jordan y Gilbert, 1880)	AR y BM	
		<i>S. chrysomelas</i>	(Jordan y Gilbert, 1881)	AR y BM	
		<i>S. melanops</i>	Girard, 1856	BM	
		<i>S. miniatus</i>	(Jordan y Gilbert, 1880)	BM	
			<i>S. serriceps</i>	(Jordan y Gilbert, 1880)	AR y BM

**Apéndice 2. Rasgos funcionales de los peces de arrecifes rocosos (AR) y bosques de macroalgas (BM). Talla máxima: PEQ (0-20 cm), MED (21-40 cm) y GRA (41-60 cm). Grupo trófico: MAC (Macro-carnívoros), MIC (Micro-carnívoros), C-P (Carnívoros-planctívoros), Z (Zooplanctívoros), H (Herbívoros) y O (Omnívoros). Preferencia y uso de hábitat: TF (Especies totalmente asociadas al fondo), EF (Especies estrechamente asociadas al fondo), I (Especies itinerantes entre el fondo y la columna de agua) y PM (Especies pelágicas móviles). Morfología del cuerpo: ANG (Anguiliforme), DEP (Deprimido), COMB (Comprimido bajo) y COMA (Comprimido alto). \*Las citas son sólo para la información de grupos tróficos. La talla máxima fue sacada de Love *et al.*, 2005 y la preferencia y uso de hábitat y morfología del cuerpo de anotaciones de campo.**

<b>Nombre científico</b>	<b>Talla máxima</b>	<b>Grupo trófico</b>	<b>Preferencia y uso de hábitat</b>	<b>Morfología del cuerpo</b>	<b>Cita*</b>	<b>Sistema</b>
<i>Alloclinus holderi</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Leet, 2001	AR y BM
<i>Anisotremus davidsonii</i>	GRA	MIC	PM	COMA	Crooks, 2002	AR y BM
<i>Atherinops affinis</i>	MED	Z	PM	COMB	Leet, 2001	AR y BM
<i>Brachyistius frenatus</i>	MED	C-P	PM	COMA	Hobson y Chess, 2001	BM
<i>Chromis punctipinnis</i>	MED	Z	I	COMA	Hobson y Chess, 2001	AR y BM
<i>Clinocottus analis</i>	PEQ	O	TF	COMB	Yoshiyama, 1980	AR
<i>Embiotoca jacksoni</i>	MED	MIC	EF	COMA	Hobson y Chess, 2001	AR y BM
<i>Embiotoca lateralis</i>	MED	MIC	EF	COMA	Schmitt y Coyer, 1982	AR y BM
<i>Girella nigricans</i>	MED	H	I	COMA	Bredvick <i>et al.</i> , 2011	AR y BM
<i>Gymnothorax mordax</i>	GRA	MAC	TF	ANG	Metha, 2013	AR
<i>Haemulon californiensis</i>	MED	Z	PM	COMA	Hobson y Chess, 2001	BM
<i>Halichoeres semicinctus</i>	MED	MIC	I	COMB	Hobson y Chess, 2001	AR y BM
<i>Heterostichus rostratus</i>	MED	MIC	EF	COMB	Limbaugh, 1955	BM
<i>Hyperprosopon anale</i>	PEQ	C-P	I	COMA	Barry <i>et al.</i> , 1996	AR y BM
<i>Hypsurus caryi</i>	MED	MIC	I	COMA	Laur y Ebeling, 1983	AR y BM
<i>Hypsypops rubicundus</i>	MED	MIC	EF	COMA	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Leiocottus hirundo</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Lythrypnus dalli</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Lythrypnus zebra</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Hobson y Chess 2001	AR
<i>Medialuna californiensis</i>	MED	H	I	COMA	Bredvick et al 2011	AR y BM
<i>Ophiodon elongatus</i>	GRA	MAC	TF	COMB	Leet 2001	AR y BM
<i>Oxyjulis californica</i>	PEQ	C-P	I	COMB	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Oxylebius pictus</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Paralabrax clathratus</i>	GRA	C-P	I	COMB	Hobson y Chess 2001	AR y BM

Nombre científico	Talla máxima	Grupo trófico	Preferencia y uso de hábitat	Morfología del cuerpo	Cita*	Sistema
<i>Paralabrax nebulifer</i>	GRA	MAC	EF	COMB	Leet 2001	AR y BM
<i>Phanerodon furcatus</i>	MED	MIC	I	COMA	Barry <i>et al.</i> , 1996	AR y BM
<i>Rhacochilus toxotes</i>	GRA	MIC	I	COMA	Laur y Ebeling 1983	BM
<i>Rhacochilus vacca</i>	MED	MIC	I	COMA	Leet 2001	AR y BM
<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	PEQ	MIC	TF	COMB	Froeschke <i>et al.</i> , 2005	AR y BM
<i>Scorpaena guttata</i>	GRA	MAC	EF	COMB	Leet 2001	AR y BM
<i>Scorpaena mystes</i>	GRA	MAC	EF	COMB	Heemstra, 1993	AR
<i>Sebastes atrovirens</i>	MED	MAC	EF	COMA	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>S. auriculatus</i>	MED	MAC	EF	COMA	Leet 2001	AR y BM
<i>S. carnatus</i>	MED	MAC	EF	COMA	Leet 2001	AR y BM
<i>S. chrysomelas</i>	MED	MAC	EF	COMA	Leet 2001	AR y BM
<i>S. melanops</i>	GRA	MAC	EF	COMA	Leet 2001	BM
<i>S. miniatus</i>	MED	MAC	EF	COMA	Leet 2001	BM
<i>S. serriceps</i>	MED	MAC	EF	COMA	Hobson y Chess 2001	AR y BM
<i>Semicossyphus pulcher</i>	GRA	MAC	EF	COMA	Leet 2001	AR y BM
<i>Urolophus halleri</i>	GRA	MIC	TF	DEP	Flores-Ortega <i>et al.</i> , 2011	BM
<i>Zapteryx exasperata</i>	GRA	MAC	TF	DEP	Blanco-Parra <i>et al.</i> , 2012	BM