



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

**Variación Espacial de Ensamblajes de Peces y su
Importancia en la Conservación de Áreas Marinas
Protegidas del Pacífico Central Mexicano**

**Tesis
que para obtener el grado de**

**Maestro en Ciencias en Biosistemática y Manejo de
Recursos Naturales y Agrícolas**

**Presenta
Cristian Moisés Galván Villa**

**Director
Dr. Eduardo Ríos Jara**

Zapopan, Jalisco

30 de agosto de 2010



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

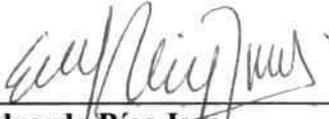
Variación Espacial de Ensamblajes de Peces y su Importancia en la Conservación de Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Central Mexicano

Por

Cristián Moisés Galván Villa

Maestro en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

Aprobado por:



Dr. Eduardo Ríos Jara
Director de Tesis e integrante del Jurado

19 agosto 2010
Fecha



Dr. Fabián Alejandro Rodríguez Zaragoza
Asesor del Comité Particular e integrante del Jurado

19/Ago/2010
Fecha



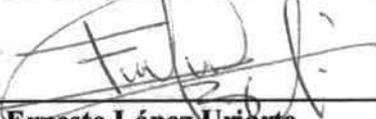
Dr. Carlos Francisco González Salas
Asesor del Comité Particular e integrante del Jurado

19 agosto del 2010
Fecha



Dr. Javier Tovar Ávila
Asesor del Comité Particular e integrante del Jurado

19/Agosto/2010
Fecha



Dr. Ernesto López Uriarte
Integrante del Jurado

23/Agosto/2010
Fecha

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se logró terminar gracias al trabajo y esfuerzo de varias personas. Primeramente quiero agradecer a dos personas que estuvieron en este proceso muy de cerca y trabajaron a marchas forzadas junto conmigo. De manera muy especial al Dr. Eduardo Ríos, quien me ha brindado la oportunidad de crecer enormemente en el mundo de la biología, por todos sus consejos, su apoyo y la oportunidad que me da para desarrollar trabajos en las áreas de mi interés, mil gracias por todo. Así también quiero agradecer al Dr. Fabián Rodríguez, que en los últimos años me ha dado la oportunidad de colaborar en sus trabajos de investigación, además de ser un gran compañero de trabajo compartiendo el gusto por la biología marina, los arrecifes y todo lo que en ellos se encuentra, incluyendo la estadística multivariada.

A mis sinodales de tesis: el Dr. Javier Tovar Ávila y el Dr. Carlos F. González Salas, por los comentarios y sugerencias de este trabajo, que ayudaron a mejorarlo sustancialmente. Al Dr. Fernando Santacruz coordinador de la maestría BIMARENA por todo el apoyo y la disposición que me otorgó durante el tiempo del posgrado. A mis profesores del posgrado los doctores Ana María Escofet, José Luis Navarrete, Edith Xio Mara y Martín Huerta por sus enseñanzas, el tiempo dedicado a aclarar mis dudas y su total disposición. A Alicia, Roberto, Oscar y Adolfo de Vallartech (Pto. Vallarta) por el apoyo logístico para realizar los “difíciles” muestreos en las Islas Marietas. Al Dr. Almícar Cupul por su ayuda en la toma de videos en la última salida de campo a Isla Isabel; así como a Gonzalo Lozano y Cayetano Robles (CONANP-San Blas) por todo su apoyo en las salidas a la isla a pesar de las condiciones no tan agradables para bucear. Al Dr. Jorge Vega, jefe de la estación de Biología Chamela del IBUNAM, por todas las facilidades otorgadas durante las salidas de campo a las islas de la Bahía de Chamela. A los estudiantes del LEMA que me acompañaron durante las salidas de campo: Dafne Bastida, Carmen Esqueda, Arizbeth Alonso, Rosario Pliego, Brenda Hermosillo, Rafa Negrete, Paulina Gutiérrez, Arturo Santos, Daniel Godart y Vladimir Pérez de Silva. A Ceciel Navarro por su apoyo, amistad, compañía y soportar mis ratos de enojo y frustración mientras realizaba la tesis.

A los integrantes del Laboratorio de Ecosistemas Marinos y Acuicultura (LEMA): Ernesto López, Teófilo Muñoz, Martín Pérez, Lupita Robles, Ildelfonso Enciso, Eduardo Juárez y Alejandro Martínez, por el apoyo que me han otorgado desde hace ya más de cinco años. Agradezco a la Universidad de Guadalajara por la oportunidad de crecer profesionalmente y los apoyos otorgados para poder realizar este trabajo. De igual manera, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado para terminar la maestría (Becario No. 241329).

A mis amigos de toda la vida y los que se han sumado a la familia: Edgar, Oscar, Ulises, Ale, Eder, Charis, Arturo, Azu, Silvana, Katerin, Lili, Efra, Feli, gracias por su amistad en las buenas y en las malas, en los días de fiesta y en los días complicados. Finalmente, a las personas más importantes en mi vida: mi familia que siguen apoyándome incondicionalmente para que logre todos mis objetivos, a mis padres Rafael y Griselda, mis hermanas Thalía, Leslie y Estefi, y a Erika que es el principal pilar de mi vida, apoyando mi trabajo y enseñándome a ver la vida de la mejor manera, gracias por todo su cariño.

ÍNDICE

	Página
RESUMEN	v
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE CUADROS	xi
LISTA DE ANEXOS	xii
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
OBJETIVOS	4
OBJETIVO GENERAL.....	4
OBJETIVOS PARTICULARES.....	4
ÁREA DE ESTUDIO	5
PARQUE NACIONAL ISLA ISABEL.....	5
PARQUE NACIONAL ISLAS MARIETAS.....	7
SANTUARIO ISLAS DE BAHIA CHAMELA.....	8
CAPITULO 1. PARTICIÓN ADITIVA DE LA DIVERSIDAD DE PECES EN MÚLTIPLES ESCALAS ESPACIALES EN ISLAS DEL PACÍFICO CENTRAL MEXICANO	10
Introducción.....	10
Materiales y métodos.....	12
Resultados.....	14
Discusión.....	18
CAPITULO 2. ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES DE PECES ARRECIFALES EN TRES AREAS MARINAS PROTEGIDAS DEL PACÍFICO CENTRAL MEXICANO	21
Introducción.....	21
Materiales y métodos.....	22
Resultados.....	25
Discusión.....	36

CAPITULO 3. EVALUACIÓN DEL NIVEL DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE PECES ARRECIFALES DE TRES ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS.....	42
Introducción.....	42
Materiales y métodos.....	44
Resultados.....	46
Discusión.....	52
CONCLUSIONES GENERALES.....	57
LITERATURA CITADA.....	59
ANEXOS.....	74

RESUMEN

Las islas son áreas importantes en términos de la biodiversidad marina debido a que contienen una gran concentración de especies como en el caso de los peces que poseen una mayor riqueza que las áreas costeras continentales. Además, el aislamiento y la variedad de ambientes que las rodean permiten el establecimiento de especies endémicas, por lo que las evaluaciones de su biodiversidad son una prioridad para la conservación y manejo de sus recursos marinos en todo el mundo. Los objetivos de este trabajo fueron: 1) determinar la escala espacial que más contribuye a la diversidad de peces de arrecife en tres Áreas Marinas Protegidas (AMPs) del Pacífico Central Mexicano (PCM); 2) describir la estructura de los ensamblajes de peces de arrecife de las tres AMPs y evaluar algunos componentes ambientales correlacionados con la presencia de los peces; y 3) determinar la importancia de las AMPs para la conservación de la diversidad de peces de la región. Se realizaron muestreos en cinco islas: Parque Nacional Islas Isabel, Parque Nacional Islas Marietas (Isla Redonda e Isla Larga) y Santuario Islas de Bahía Chamela (Isla Pajarera e Isla Cocinas). En cada isla se realizaron 24 transectos visuales (50 x 5 m) durante los años 2004-2009. En cada transecto se registraron las especies de peces, su abundancia, talla estimada y se tomaron video-transectos para estimar la cobertura de algunos elementos del hábitat bentónico. Se registraron 114 especies, 84 géneros y 48 familias (85 especies en Isla Isabel, 66 en Isla Redonda, 57 en Isla Larga, 66 en Isla Pajarera y 69 en Isla Cocinas). Con la partición aditiva de la diversidad se encontró que las escalas espaciales más importantes para preservar la diversidad de peces de arrecife de las islas costeras del PCM fueron la renovación de especies entre muestras y entre AMPs. Tres índices estructurales (riqueza, abundancia y biomasa) indicaron que aunque las tres AMPs tienen características particulares los ensamblajes de peces están dominados por especies similares. En Isla Isabel la especie más abundante fue *Thalassoma lucasanum* y con mayor biomasa fue *Prionurus punctatus*. En las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela la especie más abundante fue *Halichoeres dispilus* y con mayor biomasa *Epinephelus labriformis*. Los análisis de redundancia (RDA) indicaron que los elementos bentónicos mejor correlacionados con la abundancia de peces fueron la cobertura de arena, esponjas y corales blandos; y con biomasa la cobertura de esponjas y corales blandos. Isla Isabel

obtuvo la mayor riqueza de especies y biomasa. Las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela tuvieron menor riqueza y biomasa pero mayor abundancia. Usando la Técnica Sintética de Diagnóstico Ambiental la Isla Isabel obtuvo un valor alto de importancia en la conservación de la diversidad de peces del PCM. Las Islas Marietas y las islas de Bahía Chamela obtuvieron una importancia media. Se encontraron 15 especies endémicas y 12 especies amenazadas con estatus de conservación. El análisis de clasificación con base al número de especies con categoría de protección y endémicas mostró que las tres AMPs fueron muy similares (> 65%). Aparentemente el aislamiento de la Isla Isabel es un factor importante en el estado de su preservación; a pesar de no tener protección oficial de la zona marina adyacente, la vigilancia constante y la baja intensidad de actividades humanas como la pesca ayudan a mantener una alta biodiversidad. Se sugiere que la mejor estrategia para ayudar a la conservación de la biodiversidad de las islas del PCM es establecer una red de islas protegidas en la región, que permita la interacción de las poblaciones de peces mediante la dispersión y flujo de biomasa entre sistemas; además, esto favorecería las actividades humanas como el ecoturismo y la pesca.

ABSTRACT

Islands are important areas for marine biodiversity because contain a great concentration of species; this is the case of fishes, which a higher richness than continental coastal areas. In addition, their isolation and variety of environments conditions, contribute to the presence of endemic species. Thus, the evaluation of the biodiversity is a priority for the conservation and management of marine resources all around the world. The objectives of the present study were: 1) to determine the spatial scale that increases the diversity of reef fish in three Marine Protected Areas (MPAs) of the Mexican Central Pacific (MCP); 2) to describe the structure of the reef fish assemblages of those three MPAs, correlating it with some environmental components; and 3) to determine the importance of the MPAs for the conservation of fish diversity in the region. Samplings were carried out in five islands: the Isabel Island National Park, the Marietas Islands National Park (Redonda and Larga islands), and the Chamela Bay Islands Sanctuary (Pajarera and Cocinas islands). Twenty-four visual transects (50 x 5 m) were made in each island during 2004-2009. In each transect the fish species, their abundance, and size were estimated, video-transects were also taken to estimate the cover of some elements of benthonic habitat. A total of 114 species, 84 genera, and 48 families were registered (85 species in Isabel Island, 66 in Redonda Island, 57 in Larga Island, 66 in Pajarera Island, and 69 in Cocinas Island). The additive partitioning analysis of diversity showed that the spatial scales most important for preserve reef fish diversity of coastal islands of MCP are the differentiation diversity between samples and between MPAs. The structural indices (richness, abundance, and biomass) indicated that although each MPA has its particular characteristics, the fish assemblages are dominated by similar species. In Isabel Island the most abundant species was *Thalassoma lucasanum* and the species with highest biomass was *Prionurus punctatus*. In Marietas and Chamela Bay islands the most abundant species was *Halichoeres dispilus* and the species with highest biomass was *Epinephelus labriformis*. Redundancy analysis (RDA) indicated that fish abundance was highly correlated with sand, sponges, and soft corals covers; and biomass with sponges and soft corals covers. Isabel Island got the highest species richness and biomass. Marietas and Chamela Bay islands had lower richness and biomass but higher abundance. Using the Synthetic

Technique of Environmental Diagnosis, Isabel Island got the greatest value of importance for fish diversity conservation in the MCP, whereas Marietas and Chamela Bay islands got a medium importance. Fifteen endemic species and 12 threatened species with conservation status were found. Cluster analysis based in the number of such endemic and threatened species showed that all MPAs were similar (> 65%). Apparently the higher isolation of Isabel Island is an important factor for its preservation status; even though it does not have official protection of the adjacent marine zone, constant vigilance and less intensity of human activities as fishing help to maintain a higher biodiversity. To help the biodiversity conservation of islands from the MCP, it is suggested as a better strategy the establishment of a network of protected islands in the region that could allow the interaction of fish populations through dispersion and flow of biomass between the systems. Furthermore, this strategy would be convenient for human activities such as ecotourism and fishing.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura A. Localización de las tres Áreas Marinas Protegidas en el Pacífico Central Mexicano.....	6
Figura B. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).....	7
Figura C. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).....	8
Figura D. Sitios de muestreo en el Santuario Islas de Bahía Chamela, Jalisco, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).....	9
Figura 1.1. Curvas de acumulación de especies observadas y estimadas con Chao 1, Jacknife 1 y Jacknife 2 para cada isla (a-e); y curvas de acumulación con los valores del índice de Shannon para todas las islas (f).....	14
Figura 1.2. Especies estimadas para cada isla mediante curvas de rarefacción.....	15
Figura 1.3. Rareza de especies de peces arrecifales en cada una de las islas y total.	16
Figura 1.4. Porcentaje de contribución de los componentes de diversidad alfa y beta, para el total de especies, especies raras y especies comunes en cuatro escalas espaciales. (a) Partición aditiva basada en la riqueza de especies (a) y basada en el índice de Shannon (b). O = observado, E = esperado.....	17
Figura 2.1. Curvas de acumulación de especies observadas (Sobs) y esperadas con los estimadores Chao 1, Jacknife 1 y Jacknife 2; y especies raras representadas por singletons y doubletons para cada AMP.....	26
Figura 2.2. Curvas de acumulación de especies de cada AMP utilizando los valores de los números de Hill: N1 para las especies abundantes (a) y N2 para las especies muy abundantes (b) (las líneas representan la desviación estándar).....	31
Figura 2.3. Escalonamiento multidimensional no métrico (MDS) con distancias euclidianas para la abundancia y la biomasa incluyendo todas las muestras de las tres AMPs.....	32
Figura 2.4. Porcentajes de contribución de las especies más importantes ($\geq 90\%$) en abundancia (a-c) y biomasa (d-f) según los análisis SIMPER para cada AMP.....	33
Figura 2.5. Análisis de redundancia canónica (RDA) basado en los valores de la abundancia (a) y biomasa (b) de peces en las tres AMPs. Los centroides de las	

especies están indicados con triángulos negros, las islas con círculos negros y las variables ambientales con flechas..... 35

Figura 3.1. Análisis de clasificación basado en las especies con categorías de conservación y endémicas de las Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Central Mexicano..... 52

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1.1. Escalas espaciales utilizadas en el análisis de la diversidad de peces en islas del Pacífico Mexicano	13
Cuadro 2.1. Lista taxonómica de las especies registradas en las tres Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Central Mexicano. D = Densidad en ind/m ² . B = Biomasa en g/m ² . DE = Desviación Estándar. * = < 0.01.....	27
Cuadro 2.2. Resultado de los análisis RDA con los valores de abundancia y biomasa de los peces de arrecife de las tres AMPs.....	36
Cuadro 3.3. Categorías de protección de cada especie. IUCN = Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2009); NOM = Norma Oficial Mexicana de protección ambiental sobre especies nativas de México de flora y fauna silvestres: NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001).....	44
Cuadro 3.2. Escalas de cada uno de los atributos utilizados en la técnica sintética de diagnóstico ambiental.....	45
Cuadro 3.3. Valores porcentuales, campos de similitud y campos de singularidad biológica.....	46
Cuadro 3.4. Valores resultantes de la evaluación mediante la técnica sintética de diagnóstico ambiental para las AMPs del estudio.....	47
Cuadro 3.5. Lista de especies de peces con estatus de conservación o endémicas, presentes en cada una de las AMPs. Categorías de estatus: E = Endémica, LC = Bajo preocupación menor, PR = Protección especial, VU = Vulnerable. AMPs: PNII = Parque Nacional Isla Isabel, PNIM = Parque Nacional Islas Marietas, SICH = Santuario de las Islas de Bahía Chamela. Referencias en superíndices: (1) Cupul-Magaña et al., 2000; (2) Pérez-Jiménez, 2001; (3) CONANP, 2005; (4) Solís-Gil y Jiménez-Quiroz, 2006; (5) Ríos-Jara et al., 2008b; (6) Cupul-Magaña, 2008; (7) Galván-Villa et al., 2010; (8) Galván-Villa, ver capítulo 2; (9) CONANP, 2008.....	51
Cuadro 3.6. Nivel de singularidad biológica resultante para las Áreas Marinas Protegidas.....	52

LISTA DE ANEXOS

	Página
Anexo 1.1. Rareza de especies: únicas (U), duplicadas (D), singletons (S) y doubletons (O) en cinco islas del Pacífico Mexicano.....	74
Anexo 2.1. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en la Isla Isabel obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	76
Anexo 2.2. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m ²) de peces en la Isla Isabel obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	77
Anexo 2.3. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en las Islas Marietas obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	78
Anexo 2.4. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m ²) de peces en las Islas Marietas obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	78
Anexo 2.5. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en las Islas de Bahía Chamela obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	79
Anexo 2.6. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m ²) de peces en las Islas de Bahía Chamela obtenidas mediante el análisis SIMPER.....	79

INTRODUCCIÓN GENERAL

La importancia de la diversidad biológica marina de las islas es ampliamente reconocida por encontrarse en ellas más de la mitad de la biodiversidad marina tropical (Deda et al., 2004). Las islas son consideradas puntos de concentración de especies, frecuentemente con mayor riqueza que las áreas costeras continentales (Thomson y Gilligan, 1983). Además, el aislamiento y la diversidad de ambientes insulares, favorece la formación de microhábitats propicios para el establecimiento de especies que sólo se encuentran ahí (Roberts et al., 2002). Por todo esto, las islas presentan un gran número de endemismos (Neyra-González y Durand-Smith, 1998).

Debido a que las islas son extremadamente variadas en cuanto a forma, tamaño, ubicación, geología, ambientes, origen, etc., éstas están definidas en distintos tipos como islas oceánicas, continentales y de plataforma continental (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Dentro de los ecosistemas marinos que se encuentran alrededor de las islas los arrecifes son uno de los principales, en los cuales se concentra la mayor diversidad de especies de peces (Sale, 1991). Su alta diversidad en los arrecifes es atribuible principalmente a la estrecha relación que mantienen estos organismos con los elementos estructurales del sustrato, los cuales proporcionan condiciones óptimas para su reclutamiento y desarrollo (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Sale, 1991). Los sistemas arrecifales son altamente heterogéneos y pueden estar sujetos a fuertes gradientes ambientales que reflejan la influencia de la profundidad, la exposición al oleaje, las corrientes y la posición del arrecife en relación a la línea de costa. Por consiguiente, los peces raramente se encuentran de manera uniforme, ya que se distribuyen generalmente en parches. Los diseños de muestreo que incorporan diferentes escalas son particularmente valiosos (Andrew y Mapstone, 1987), debido a que las escalas espaciales en las cuales se estudian los organismos, tienen implicaciones para el conocimiento de los procesos biológicos y ambientales que influyen en ellos, en especial en los ecosistemas de arrecifes (Sale, 1998). A pesar de que se ha reconocido la importancia de los diseños a multiescalas en la determinación de patrones naturales como la distribución y abundancia de las especies (Caley et al., 1996), muy pocos estudios han cubierto más de tres escalas

espaciales, particularmente en el caso de peces arrecifales. Además, el problema de la variabilidad espacial es especialmente agudo en los estudios que intentan comparar áreas sin perturbaciones con aquellas sujetas a disturbios antropogénicos (Gust et al., 2001).

En el Océano Pacífico se concentra la mayoría de las islas del mundo, que forman un complejo sistema de puentes naturales para el intercambio de especies (Matalas y Grossling, 2002). Este sistema de islas es considerado como fundamental en el proceso de colonización de peces del Occidente hacia el Oriente; lo que se explica principalmente por las derivas larvarias y las migraciones favorecidas por las contra-corrientes ecuatoriales del Océano Pacífico (Steinbeck y Ricketts, 1941; Walker, 1960; Hobson, 1968; Thomson et al., 2000). De esta manera, poco a poco las especies de peces originarias del Pacífico Occidental han ido colonizando nuevas áreas hacia la región del Pacífico Oriental (Allen y Robertson, 1992).

Además del aspecto ecológico, las islas son sitios importantes para la subsistencia de una gran cantidad de personas que habitan en las zonas costeras. Tan solo en las islas del Océano Pacífico se obtiene el 80% de las capturas por pesca en arrecifes y lagunas costeras (Dalzell et al., 1996). Sin embargo, la falta de información y seguimiento a las actividades de captura de especies objetivo ha ocasionado una sobreexplotación de los recursos pesqueros y por consiguiente una repercusión en la economía que sustentan (Gillett, 2008).

México posee más de 1,200 islas, y de igual manera que se presenta en escala global, la mayor cantidad de estas se encuentran en la costa del Pacífico. La mayoría de las islas en la porción marina de México son de tipo continental, y contienen flora y fauna estrechamente relacionadas con las del continente. Aunque también se encuentran algunas islas oceánicas, que debido a su aislamiento geográfico han adquirido características particulares, por lo que representan un patrimonio natural de gran importancia a nivel mundial (Vales et al., 2000). Entre estos casos se pueden mencionar las islas de la costa oeste de Baja California como Isla Guadalupe y Cedros que por su gran número de

endemismos y buen grado de conservación tienen una relevancia global comparable con archipiélagos como Galápagos o Hawaii (CONABIO, 2008).

En realidad las islas sufren de grandes problemas ambientales como la pérdida de sus recursos bióticos, el deterioro de hábitat, la alteración de la geomorfología de la costa, la pérdida de la calidad paisajística y recreativa para el turismo y la extinción de especies locales debido a la competencia con especies introducidas (Diamond, 1989). En México, la problemática ambiental de las islas está relacionada mayormente a la sobreexplotación de los recursos marinos, necesarios para abastecer las demandas de la creciente población humana, y a la introducción de especies exóticas de manera intencional o accidental por visitantes o por comunidades de pescadores (Lara-Lara et al., 2008). Por lo tanto, es urgente desarrollar trabajos ecológicos que ayuden al desarrollo de programas de manejo integral en Áreas Marinas Protegidas (AMPs) para minimizar los efectos ambientales negativos de los sistemas insulares.

Diferentes factores como el estatus de protección y su ubicación geográfica influyen en el impacto causado por las actividades humanas en cada AMP, viéndose reflejado en la diversidad de especies de peces que residen en cada una de ellas (Robertson, 2001; Lipej et al., 2003; Sandin et al., 2008). El aislamiento geográfico de Isla Isabel puede ser un factor que ayuda a mantener ecosistemas marinos sanos que presumiblemente están cercanos a las condiciones naturales no deterioradas que debieron existir en otras áreas costeras e insulares del país. Este tipo de condiciones han desaparecido en otras áreas debido a los efectos del desarrollo urbano costero, la explotación pesquera, la fragmentación, pérdida de hábitats, la contaminación y eutrofización del mar como podría ser el caso de las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela. El presente trabajo pretende evaluar la diversidad de peces de arrecife a diferentes escalas espaciales de tres sistemas insulares declarados como AMPs en el Pacífico Central Mexicano, así como determinar la importancia de cada una en la conservación de la diversidad de peces de la región.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Describir la diversidad de peces de arrecife de tres sistemas insulares (Isla Isabel, Islas Marietas e Islas de Bahía Chamela) declarados como Áreas Marinas Protegidas en el Pacífico Central Mexicano (PCM) y determinar el nivel de importancia de cada una para la conservación de la diversidad de peces de la región.

Objetivos particulares

- Analizar la diversidad de peces de arrecife de cinco islas del Pacífico Central Mexicano mediante la partición aditiva de la diversidad en múltiples escalas espaciales.
- Describir y comparar los ensamblajes de peces de arrecife entre las tres Áreas Marinas Protegidas.
- Realizar una evaluación ecológica de las tres Áreas Marinas Protegidas utilizando los peces como un grupo indicador del nivel de importancia para su conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

Se consideraron tres Áreas Marinas Protegidas ubicadas en el Pacífico Central Mexicano (PCM): 1) el Parque Nacional “Isla Isabel” en la porción norte del PCM; 2) el Parque Nacional “Islas Marietas” en la porción centro; y 2) el Santuario “Islas de Bahía Chamela” al sur (Figura A). De acuerdo con Badam (1997), el PCM se extiende desde la boca del Golfo de California en la costa del estado de Nayarit hasta la costa de Michoacán al sur. Además, con base en el sistema de clasificación biogeográfico de Spalding et al. (2007), el PCM se divide en dos eco-regiones marinas: 1) la Corteziana, incluida en la provincia del Pacífico Noreste Templado Cálido (PNTC), la cual abarca también a todo el Golfo de California; y 2) la eco-región del Pacífico Tropical Mexicano (PTM) que corresponde a la provincia del Pacífico Oriental Tropical (POT). Esta eco-región es la más extensa del POT, ya que abarca desde la boca del Golfo de California hasta el inicio del Golfo de Tehuantepec en la porción central del estado de Oaxaca. El POT incluye también las eco-regiones de Revillagigedo, Clipperton, Chiapas-Nicaragua, Nicoya, Islas Cocos, Ensenada de Panamá y Guayaquil.

Parque Nacional Isla Isabel

Isla Isabel se encuentra en la Región Marina Prioritaria No. 21 de la CONABIO, aproximadamente a 28 km de la costa de Nayarit y a 62 km al sureste de las Islas Marías (21° 50' N, 105° 53' O) en el extremo sur de la boca del Golfo de California. La superficie terrestre total de Isla Isabel es de aproximadamente 82 ha, con una longitud máxima de 1.8 km y un ancho promedio de 0.7 km. La isla tiene un origen volcánico y su línea de costa está representada por diferentes perfiles que incluyen rocas expuestas con pendientes abruptas y altitudes variables, playas arenosas semi-protegidas y playas rocosas con pendiente moderada y pozas de marea. Presenta un rango altitudinal de 0 a 140 m sobre el nivel del mar (Vargas-Márquez, 1984).

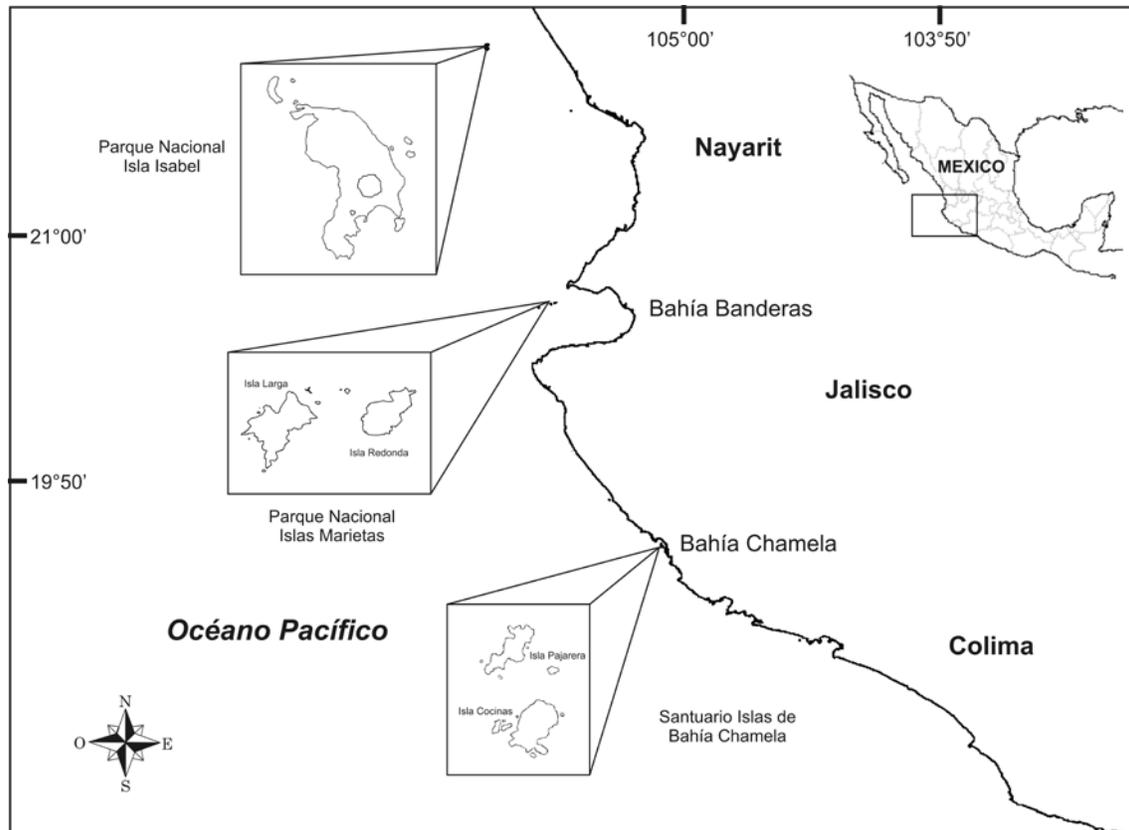


Figura A. Localización de las tres Áreas Marinas Protegidas en el Pacífico Central Mexicano analizadas en el presente estudio.

El área marina adyacente a la isla tiene una profundidad máxima de 35 m y pendiente suave (1/200) (Ríos-Jara et al., 2003). En la isla se reconocen cuatro zonas delimitadas por algunas características fisiográficas y tipos de fondo: 1) Norte (fondos de arenas gruesas y estructuras rocosas con pendientes abruptas que forman paredes de hasta 25 m de profundidad); 2) Este (con dos formaciones rocosas que sobresalen directamente del lecho marino, rodeadas en el fondo por canto rodado y sustratos mixtos de tipo rocoso-arenoso y formaciones coralinas dispersas); 3) Oeste (con planicies compuestas de rocas volcánicas que forman canales y grietas en el fondo); y 4) Sur (formada por tres bahías con fondos de arrecifes polimorfos compuestos de roca volcánica, cuevas de grandes dimensiones, paredes y monolitos) (Galván-Villa et al., 2010) (Figura B).

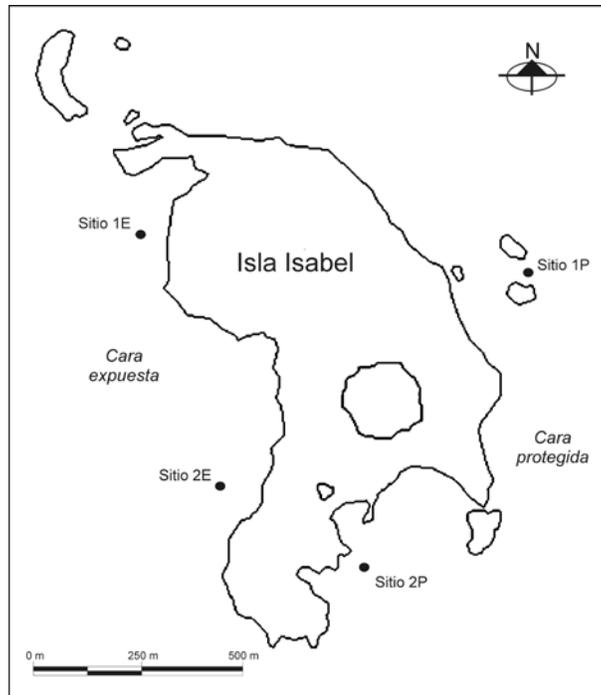


Figura B. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).

Parque Nacional Islas Marietas

Las Islas Marietas se localizan en la boca del Golfo de California, hacia la porción noroeste de la Bahía de Banderas frente a la costa del estado de Nayarit ($20^{\circ} 42.042' N$, $105^{\circ} 33.878' O$), a aproximadamente a 8 km al suroeste de Punta Mita en la costa de Nayarit. Se encuentran dentro de la Región Marina Prioritaria No. 22 de la CONABIO. Las Islas Marietas constan de dos islas conocidas como Isla Larga e Isla Redonda, dos islotes llamados El Morro y La Cobertera, y un par de rocas conocidas como La Ampolla y Los Morros Cuates. El archipiélago se ubica dentro de la plataforma continental y su orientación principal es noroeste-suroeste (Rebón-Gallardo, 2000). Su composición fisiográfica es del tipo llanura de lomas con un suelo rocoso aluvial (SPP-INEGI, 1982). El suelo que caracteriza a las Islas Marietas está depositado sobre un lecho rocoso de tipo regolítico, el cual está formado por materiales desintegrados o erosionados de las rocas subyacentes debido a la acción de los agentes erosivos (Anónimo, 2007).

Las principales islas por su tamaño son Isla Larga e Isla Redonda (Figura C). La superficie terrestre total de Isla Larga es de 39 ha (longitud máxima de 1.6 km, ancho

promedio de 0.5 km) y la superficie de la Isla Redonda es de 37 ha (longitud máxima de 1.06 km, ancho promedio de 0.48 km). Las profundidades en el área marina adyacente a las islas no sobrepasan los 25 m.

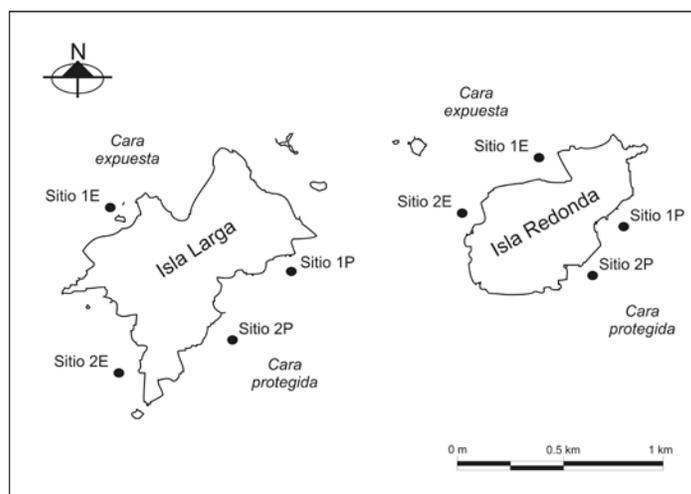


Figura C. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).

Santuario Islas de Bahía Chamela

La Bahía de Chamela se encuentra en la porción central de la costa del estado de Jalisco ($19^{\circ} 32' N$, $105^{\circ} 06' O$). Se extiende a lo largo de unos 28 km, entre Punta Chamela y Punta Rivas. Dentro de la bahía se encuentran las islas Pajarera, Cocinas, Mamut, Colorada, San Pedro, San Agustín, San Andrés, Negrita y los islotes Los Anegados, Novillas, La Mosca y Submarino, todos incluidos en la declaratoria como ANP bajo el régimen de Santuario (DOF, 2002). Las islas de Bahía Chamela se localizan dentro de la Región Marina Prioritaria No. 25 de la CONABIO.

Sobresalen por sus dimensiones las Islas Pajarera y Cocinas (Figura D). Estas dos islas se encuentran a menos de 2 km de distancia de la línea de costa en el estado de Jalisco. La Isla Pajarera, también llamada Isla de los Acantilados Blancos, tiene una orientación longitudinal en dirección NE-SO, con una altura máxima de 60 m y una superficie terrestre total de 20.5 ha con una longitud máxima de aproximadamente 1 km y un ancho promedio de 0.3 km. La Isla Cocinas es la más grande, con una topografía más baja (34 m) y una superficie terrestre total de aproximadamente 32 ha, una longitud

máxima de 0.8 km y un ancho promedio de 0.5 km. Esta isla posee una morfología más suave, con una pequeña ensenada y una pequeña playa arenosa en el lado SE. Isla Cocinas tiene una configuración circular y está situada a 0.6 km al sur de Isla Pajarera.

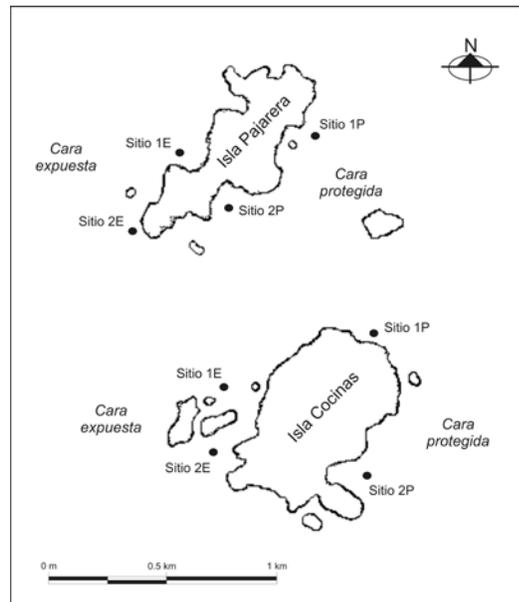


Figura D. Sitios de muestreo en el Santuario Islas de Bahía Chamela, Jalisco, México. Sitios protegidos (1P y 2P); sitios expuestos (1E y 2E).

CAPITULO 1.

PARTICIÓN ADITIVA DE LA DIVERSIDAD DE PECES EN MÚLTIPLES ESCALAS ESPACIALES EN ISLAS DEL PACÍFICO CENTRAL MEXICANO

Introducción

Es de gran importancia conocer la relación entre la distribución de las especies y su hábitat, y como ésta influye la estructura comunitaria (Bell et al., 1991; Williams, 1991). Sin embargo, la relación especies-ambiente pueden variar cualitativa y cuantitativamente de acuerdo a la escala de observación (Thrush et al., 2005). En el caso de los peces de arrecife su distribución espacial es raramente uniforme, debido a diferentes variables, principalmente: (1) la estructura del fondo o hábitat bentónico (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Nuñez-Lara et al., 2005; Arias-González et al., 2008); (2) la exposición al oleaje (Fulton y Bellwood, 2005); y (3) la tasa de reclutamiento (Sale, 2004). Los procesos relacionados con estos factores comúnmente implican resultados estructurados espacialmente, lo que confiere a los ensamblajes de peces características dependientes de la escala espacial (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1999; Legendre et al., 2005; Arias-González et al., 2008; Rodríguez-Zaragoza et al., sometido).

Para entender los procesos que influyen en la estructura de los ensamblajes de peces en los sistemas arrecifales es necesario determinar la escala más relevante en la contribución de la riqueza de especies (Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2008). Los análisis de diversidad que incluyen diferentes escalas espaciales o temporales se han vuelto muy populares entre los ecólogos, tanto terrestres como marinos, con el fin de identificar las más importantes para la distribución de las especies, así como los factores que influyen en cada una de ellas (Veech et al., 2002). Con esto se pretende ser más eficientes en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los procesos naturales de los ecosistemas. Por ejemplo, seleccionando sitios importantes o incorporando nuevos sitios a un sistema de áreas protegidas o ecoregiones (Gering et al., 2003; Summerville et al., 2003; Chandy et al., 2006).

Las particiones aditivas de la diversidad de especies son una manera de evaluar estadísticamente estos patrones espaciales (Veech et al., 2002; Crist et al., 2003). La partición aditiva es la separación de la diversidad en cada uno de sus componentes, los cuales se extienden a través de las múltiples escalas espaciales que puede presentar la biodiversidad (Lande, 1996). Whittaker (1975) agrupa las escalas espaciales de la biodiversidad en tres categorías: (1) la diversidad alfa (α) que se refiere a la riqueza de especies de una comunidad particular; (2) la diversidad beta (β) que se refiere al cambio o recambio en la composición de especies entre comunidades relativamente cercanas, comúnmente entre hábitats; (3) la diversidad gama (γ) que se refiere a la riqueza total de especies de una gran área geográfica, comúnmente referida en ecología como un paisaje, resultado de la combinación de las diversidades alfa y beta. A partir de estas categorías se pueden incluir en los estudios tantas escalas espaciales como se desee.

Inicialmente los análisis de particiones aditivas de la biodiversidad han sido aplicados en ecosistemas terrestres, por ejemplo: insectos en bosques (DeVries et al., 1997; Summerville et al., 2001; Gering et al., 2003), aves (Fleishman et al., 2003; Veech y Crist, 2007), e incluso cultivos agrícolas (Wagner et al., 2000; Fournier y Loreau, 2001). En los últimos años este tipo de análisis fue adoptado en estudios de ecosistemas acuáticos (Stendera y Johnson, 2005); y más recientemente para describir los cambios en la diversidad de especies marinas, en particular de macroinvertebrados (Josefson, 2009), peces de arrecifes (Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2008; Rodríguez-Zaragoza et al., sometido) y corales (Zvuloni et al., 2010).

México tiene 173 Áreas Naturales Protegidas (ANPs) algunas de estas consideradas Áreas Marinas Protegidas (AMPs) (CONANP, 2010). Sin embargo, la mayoría (67%) de ellas no cuentan con programas de manejo adecuados o ni siquiera tienen uno. Esto se debe principalmente a la falta de información ecológica básica sobre su biodiversidad y el estado de conservación. El objetivo de este trabajo fue realizar una partición aditiva de la diversidad de peces de arrecifes de tres sistemas insulares costeros decretados como AMPs del Pacífico Central Mexicano (PCM) y determinar las escalas que mayor contribuyen a la

diversidad de peces en islas y cómo estas escalas espaciales influyen en la variación de la composición y abundancia de las especies.

Materiales y Métodos

Trabajo en campo. La composición y abundancia de peces se obtuvieron mediante transectos visuales en banda de 50 x 5 m realizados por un mismo observador con buceo autónomo (English et al., 1997). Se eligieron dos sitios en la zona expuesta de cada isla y dos más en la zona protegida (Figuras 2-4). En cada sitio se realizaron seis réplicas dando un total de 12 transectos por zona, 24 por isla, 48 por AMP (exceptuando Isla Isabel con 24) y 120 para toda el área de estudio. Los conteos se realizaron entre las 10:00 y 17:00 h, durante dos campañas en cada AMP (Isla Isabel: octubre de 2004 y marzo de 2005; Islas Marietas: noviembre de 2008 y marzo de 2009; Islas de Bahía Chamela: noviembre de 2007 y abril de 2009).

Análisis de datos. La riqueza de especies de cada isla fue estimada con curvas de acumulación de especies y estimadores no paramétricos como Chao 1, Jackknife 1 y Jackknife 2. Asimismo, se estimaron curvas acumuladas con el índice de diversidad de Shannon (H') para corroborar que el esfuerzo de muestreo fue adecuado. Las curvas de acumulación de especies se construyeron con 10,000 aleatorizaciones en el programa EstimateS v8 (Colwell, 2006). Se realizaron también curvas de rarefacción para estimar y contrastar la riqueza de especies con base en un número estandarizado de organismos (Hulbert, 1971). Las curvas de rarefacción se construyeron con 10,000 aleatorizaciones con intervalos de confianza del 95%, mediante el programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

Rareza de especies. Se determinó el número de especies raras tanto por su abundancia como por su ocurrencia, considerando los singletons (especies representadas por un solo individuo), doubletons (especies representadas por solo dos individuos), especies únicas (especies registradas en un solo transecto) y especies duplicadas (especies registradas en solo dos transectos) en cada escala de análisis particular (Chao, 1984; 1987). La rareza de especies se estimó con el programa Estimates v8 (Colwell, 2006).

Partición aditiva de la diversidad. La diversidad de inventario y diferenciación de peces arrecifales se examinó en cuatro escalas espaciales: (1) diversidad dentro de transectos (α_1) y renovación de especies entre transectos (β_1); (2) diversidad dentro de zonas (expuesta y protegida) en las islas (α_2) y diversidad entre zonas (β_2); (3) diversidad dentro de las islas (α_3) (Isabel, Larga, Redonda, Pajarera y Cocinas) y diversidad entre islas (β_3); (4) diversidad dentro de cada AMP (α_4) (Isla Isabel, Islas Marietas e Islas de Chamela) y diversidad entre AMPs (β_4). La diversidad γ correspondió a la diversidad de la región del PCM (Cuadro 1.1).

Cuadro 1.1. Escalas espaciales utilizadas en el análisis de la diversidad de peces en islas del Pacífico Mexicano.

Nivel	Escala espacial	Escala	Número de Muestras	Diversidad de inventario	Diversidad de diferenciación
5	Región	~270 km	1	γ	-
4	AMPs	2-3 km	3	α_4	β_4
3	Islas	< 2 km	5	α_3	β_3
2	Zonas	< 1 km	10	α_2	β_2
1	Transectos	50 m	120	α_1	β_1

La partición aditiva de la diversidad de peces arrecifales se realizó con el programa PARTITION v2.0, basada en un diseño de muestreo jerárquico anidado desbalanceado. Se utilizaron dos medidas de diversidad para el análisis de la información: (1) la riqueza de especies (S) para explicar los efectos de las especies por sí solo; (2) el índice de Shannon (H) para explicar los efectos de la riqueza y abundancia de las especies (Gering et al., 2003). Adicionalmente, se realizó la partición aditiva separando las especies raras considerando las especies únicas, duplicadas, singletons y doubletons, y la partición utilizando solo las especies comunes. Los análisis de partición aditiva de especies raras y comunes se realizaron con el mismo procedimiento utilizado en el análisis global.

Se construyeron modelos nulos con 10,000 combinaciones aleatorias por escala espacial con el método no restringido basado en individuos. Este método proporciona una prueba de significancia de los valores observados de la diversidad alfa y beta, reasignando

al azar cada individuo de la base de datos a cualquier muestra del primer nivel de análisis o la muestra en el nivel de análisis inferior (Veech y Crist, 2007).

Resultados

Se registraron un total de 37,914 organismos correspondientes a 114 especies, 84 géneros y 48 familias de peces en las cinco islas del PCM (85 especies en Isla Isabel, 66 en Isla Redonda, 57 en Isla Larga, 66 en Isla Pajarera y 69 en Isla Cocinas). No todas las curvas de acumulación de especies llegaron a la tendencia de la asíntota (Figura 1.1). Los valores de la riqueza de especies observadas comparadas con la riqueza máxima esperada con Jacknife 2 en cada isla fueron: 71% en Isla Isabel, 66% en Isla Redonda, 74% en Isla Larga, 76% en Isla Pajarera y 73% en Isla Cocinas.

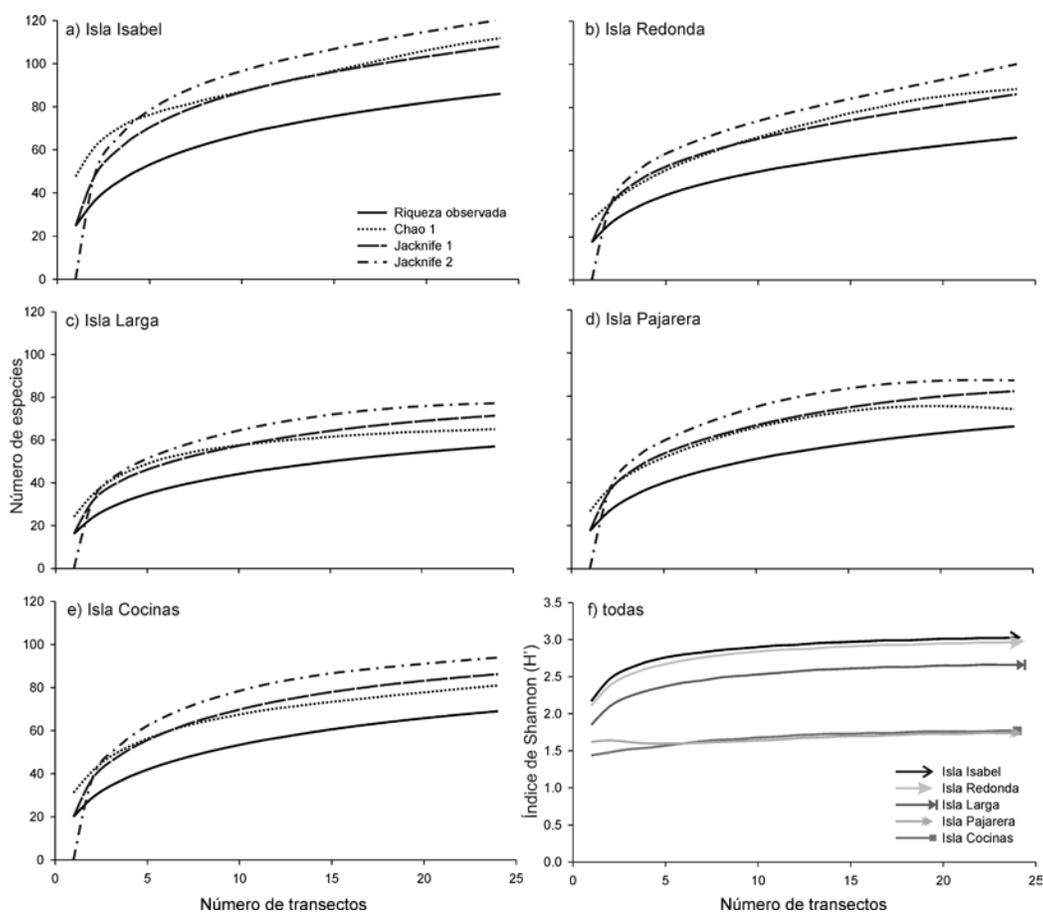


Figura 1.1. Curvas de acumulación de especies observadas y estimadas con Chao 1, Jacknife 1 y Jacknife 2 para cada isla (a-e); y curvas de acumulación con los valores del índice de Shannon para todas las islas (f).

El esfuerzo de muestreo adecuado fue corroborado con curvas de acumulación del índice de Shannon, las cuales si presentaron una asíntota con el número de muestras realizado para cada isla (Figura 1.1f). Los valores más altos de diversidad de Shannon fueron para Isla Isabel e Isla Redonda, mientras que los menores fueron en las Islas de Chamela. Por otro lado, las curvas de rarefacción mostraron mayor riqueza de especies estimada fue para Isla Isabel. Las Islas Marietas tuvieron la menor riqueza de especies, a pesar de que presentaron la mayor densidad de organismos (> 11,000) (Figura 1.2).

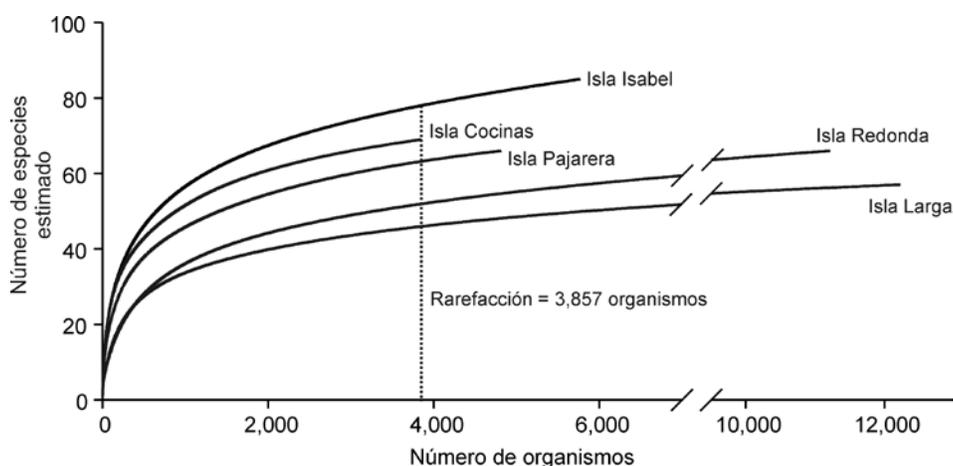


Figura 1.2. Especies estimadas para cada isla mediante curvas de rarefacción.

Rareza de especies. El 73% de las especies registradas presentaron algún estado de rareza en al menos una de las cinco islas (Anexo 1.1). En general la mayor rareza de especies se encontró en Isla Isabel. El mayor número de especies únicas y singletons se encontró en Isla Isabel e Isla Redonda. Por otro lado, el mayor número de especies duplicadas y doubletons se encontró en la Isla Pajarera (Figura 1.3). A nivel de AMP el mayor número de especies únicas se encontró en las Islas Marietas (23), el mayor número de especies duplicadas en las Islas de Chamela, y el mayor número de singletons y doubletons fue mayor en la Isla Isabel. Por último, la rareza total para la región del PCM fue de 22 especies únicas, 7 duplicadas, 16 singletons y 6 doubletons.

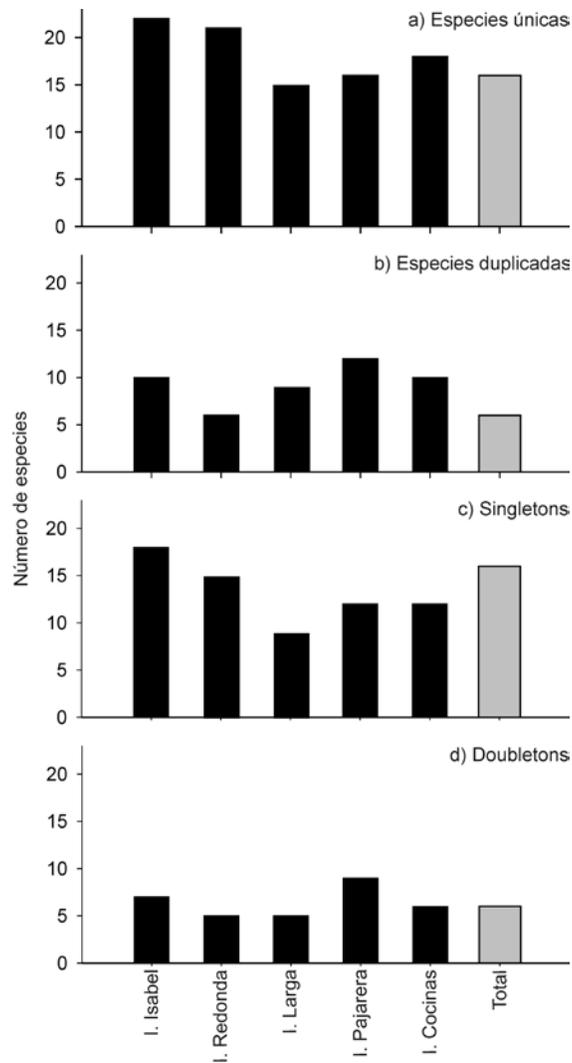


Figura 1.3. Rareza de especies de peces arrecifales en cada una de las islas y total.

Partición aditiva de la diversidad. El análisis de partición aditiva con base en los valores de riqueza de especies mostró que, en general, la contribución de la diversidad de inventario fue menor que la diversidad de renovación de especies, tanto en las particiones observadas como en las esperadas (Figura 1.4a). La partición de la riqueza total mostró que β_1 y β_4 contribuyeron con un 60.88% de la diversidad total observada. Sin embargo, la diversidad esperada estuvo integrada mayormente por β_1 (36.05%) y α_1 (26.75%).

Por otro lado, al analizar sólo las especies raras, la diversidad β_4 presentó la mayor contribución en la partición observada (63.1%) y en la esperada (60.69%). Un patrón similar a la partición total de las especies se encontró al utilizar sólo especies comunes,

donde β_1 contribuyó un 38.35% en la partición observada y un 42.47% en la esperada (Figura 1.4a). En contraste, la partición aditiva usando el índice de Shannon indicó que el mayor porcentaje de la diversidad total y de especies comunes fue por α_1 con un valor de 69.84% y 69.98% respectivamente. Con las especies raras, el patrón se invirtió y α_1 solo contribuye un 4.23%, destacando la contribución de β_1 y β_4 que integran el 56.19% en la partición observada y 52.84% en la esperada (Figura 1.4b).

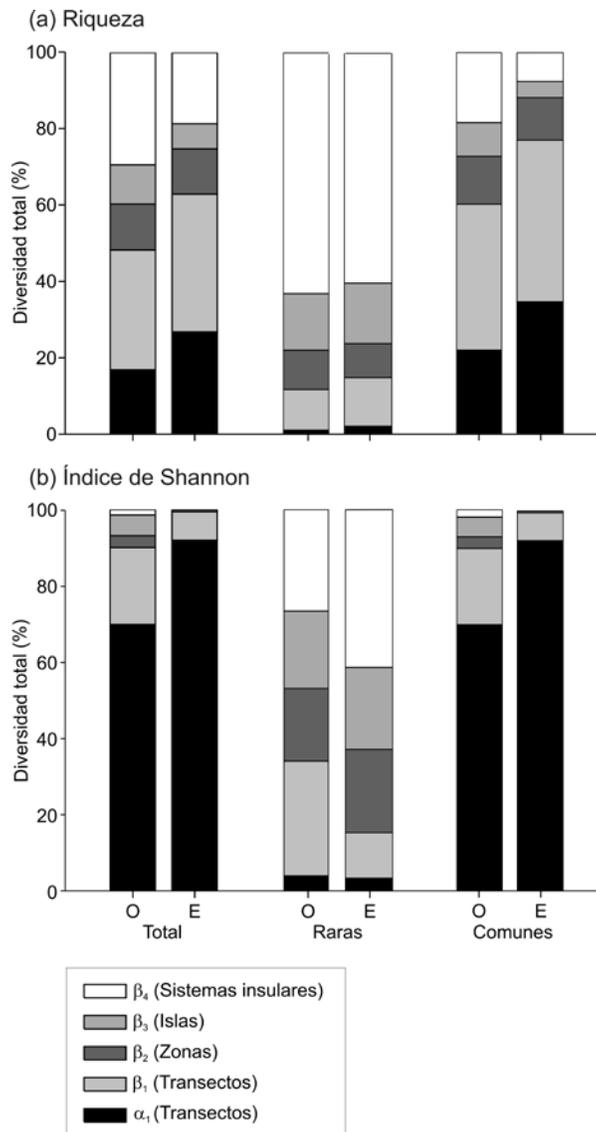


Figura 1.4. Porcentaje de contribución de los componentes de diversidad alfa y beta, para el total de especies, especies raras y especies comunes en cuatro escalas espaciales. (a) Partición aditiva basada en la riqueza de especies (a) y basada en el índice de Shannon (b). O = observado, E = esperado.

Discusión

En términos generales las islas son pobres en su riqueza de especies, pero muy ricas en endemismos, lo que permite que estas contribuyan de manera importante a la biodiversidad total de una región (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Esto se ve reflejado en el porcentaje de contribución de las especies raras a la riqueza total de las islas costeras de la región del PCM (45% de un total de 114 especies registradas), las cuales son consideradas un componente importante y de gran influencia sobre la estructura de las comunidades naturales (Flather y Sieg, 2007). Sin embargo, las especies raras son precisamente las que más dificultan lograr un inventario biológico completo de un determinado lugar. En el presente estudio, el esfuerzo de muestreo realizado permitió tener una buena representación con porcentajes de entre 66 y 76% de la ictiofauna esperada en estas islas.

En este estudio las particiones aditivas mostraron que el nivel de renovación de especies contribuye en mayor medida a la diversidad total de peces en islas costeras del PCM. Los porcentajes más altos de la diversidad obtenidos por la renovación de especies entre muestras y entre sistemas insulares, coincide con resultados de trabajos anteriores sobre particiones aditivas de la diversidad de peces arrecifales (Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2008; Rodríguez-Zaragoza et al., sometido), en los que se observó que la heterogeneidad de la estructura entre paisajes y entre muestras tiene fuerte influencia en la diversidad β de peces arrecifales. Esta renovación de especies de peces de las islas del Pacífico Mexicano, en especial del Golfo de California, puede estar relacionada principalmente con la complejidad estructural de las costas rocosas, que proveen ambientes óptimos para el desarrollo de las especies de esta región (Aburto-Oropeza y Balart, 2001; Sánchez-Villegas et al., 2009; Galván-Villa et al., 2010). Además, dentro de cada sistema el aporte de especies entre muestras es alto, debido a que pueden existir agregaciones intra-específicas originadas por la variedad de elementos estructurales de los hábitats (Veech et al., 2003; Arias-González et al., 2008). Además, el alto porcentaje de contribución a la diversidad entre muestras (β_1) es el reflejo de factores locales que determinan la abundancia (Summerville et al., 2003), como por ejemplo tasas altas de colonización y a

una rápida colonización de los hábitats por las especies más abundantes (Chandy et al., 2006).

Los resultados obtenidos nos indican que las AMPs funcionan realmente como sistemas insulares, donde cada uno de estos aporta elementos a la diversidad regional de peces. Posiblemente la cercanía entre las islas de cada AMP y el hecho de que dos de estas áreas se integran por sólo dos islas y otro por una, influye en la poca importancia de la diversidad de renovación de especies entre islas. La importancia de la renovación de especies entre AMPs se ve mejor reflejada en la partición aditiva de especies raras. Esto concuerda con otros trabajos donde la diversidad β de especies raras está altamente influida por las escalas espaciales más amplias (Gering et al., 2003; Rodríguez-Zaragoza et al., sometido).

Adicionalmente, no se observó un aporte importante de especies entre las zonas expuestas y protegidas de cada isla. Esta baja renovación de especies posiblemente está relacionada con la gran capacidad de dispersión y los hábitos generalistas de las especies dominantes al momento de buscar alimento y refugio alrededor de las islas (Robertson et al., 1976; Aburto-Oropeza y Balart, 2001). Sin embargo, otros estudios en islas del Océano Pacífico han encontrado diferencias significativas en la riqueza de especies de peces entre zonas expuestas y protegidas (mayor riqueza en zonas protegidas), lo que es atribuido principalmente a la relación entre las características morfológicas de los peces y sus capacidades de natación respecto al nivel de energía del oleaje (Friedlander et al., 2003; Fulton y Bellwood, 2004). Chandy et al. (2006) atribuyen una baja riqueza de especies de otros taxones en las escalas espaciales menores al resultado por un efecto de muestreo, la fragmentación del hábitat, tasas de dispersión bajas o a la variación de micro-hábitats entre muestras.

La dependencia de la diversidad de Shannon con la diversidad de inventario de las muestras se ha encontrado en muchos de los estudios de particiones aditivas de diferentes taxones donde utilizan este índice (Wagner et al., 2000; Crist et al., 2003; Gering et al., 2003; Stendera y Johnson, 2005; Summerville y Crist, 2005). Sin embargo, este patrón se

encontró sólo al realizar las particiones con el total de las especies y las especies comunes. Debido a que este índice pondera con mayor peso a las especies de abundancia baja e intermedia, el patrón se invirtió al realizar la partición con las especies raras donde nuevamente la renovación de especies entre muestras y AMPs tuvo mayor contribución. A pesar de las críticas sobre su interpretación biológica poco clara (Magurran, 2004), el uso del índice de diversidad de Shannon como medida de diversidad resultó muy adecuado, ya que es el único índice de diversidad estándar que puede ser separado en componentes de diversidad alfa y beta, los cuales son significativamente independientes cuando los tamaños de las comunidades son desiguales (Jost, 2007). Es decir, la diversidad beta tiende a disminuir cuando una comunidad domina en un paisaje e incrementa cuando todas las comunidades comparten un paisaje igualmente (Jost, 2006).

Los resultados de este trabajo mostraron que las escalas espaciales más importantes para preservar la diversidad de peces de arrecife en las islas costeras del PCM fueron la renovación de especies entre muestras y entre AMPs. Se sugiere que las estrategias de conservación de la diversidad de peces del PCM deben considerar como muy importante el recambio de especies que se presenta entre las distintas AMPs, y que estas áreas se incluyan en una red de conservación y manejo de islas del Pacífico Mexicano. Esto resulta primordial para lograr conservar la biodiversidad marina de la región. Además, debido a la fuerte relación entre la diversidad de renovación de especies entre las escalas pequeñas de cada AMP, deben realizarse estudios ecológicos detallados de cada área para conocer la distribución de las especies, su funcionamiento en el ecosistema y los factores ambientales que mejor lo explican.

CAPITULO 2.

ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES DE PECES ARRECIFALES EN TRES ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS DEL PACÍFICO CENTRAL MEXICANO

Introducción

La región del Pacífico Oriental Tropical (POT) incluye una gran cantidad de islas y archipiélagos donde la ictiofauna es relativamente bien conocida (Robertson et al., 2004). En general las islas funcionan como reservorios para muchas de las especies amenazadas en el mundo y son causa de atención especial en la toma de decisiones de conservación (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Un patrón común es que los sistemas insulares naturales poseen menos riqueza de especies que los ambientes continentales (Brown y Lomolino, 1998). Sin embargo, las islas pueden albergar especies de las zonas continentales, otras tantas endémicas de la región o de las propias islas, e incluso especies que ocurren en otras zonas del mismo océano (Leis, 1984).

Los peces son parte importante de la riqueza biótica los sistemas arrecifales insulares de todo el mundo (Bellwood y Wainwright, 2002). También, son uno de los recursos más importantes al proveer alimento y otros beneficios económicos a las poblaciones humanas (Sale, 2002). En el Océano Pacífico la composición de especies arrecifales es muy homogénea, con una similitud promedio del 60% entre las islas dispersas en la región tropical y el centro de origen de la biodiversidad en Indonesia, con una tendencia a disminuir mientras más alejadas se encuentren de este punto (Kulbicki y Galzin, 2005).

Se han propuesto muchas teorías que explican la distribución de los peces. Una de las principales señala que su diversidad responde a la variedad de condiciones ambientales y de patrones de dispersión entre los sitios (Sandin et al., 2008). Además, el tamaño de las islas y su distancia desde el centro de origen tienen una influencia importante, lo que genera una relación estrecha entre la diversidad a nivel regional y la observada a nivel local (Kulbicki y Galzin, 2005). El estudio de la biodiversidad puede ser más sencillo y fácil de entender cuando se trabaja con ensamblajes, los cuales son usados en trabajos

ecológicos para describir grupos de animales del mismo taxa o relacionados filogenéticamente (Magurran, 2004); caracterizados por su composición específica, una distribución espacial, temporal y patrones de abundancia de las especies (Faulth et al., 1996). Los estudios ecológicos sobre la estructura y función de los ensamblajes de peces resultan de gran importancia para ser considerados en el desarrollo de políticas de manejo y uso adecuado de los recursos marinos, porque permiten seleccionar las áreas más adecuadas para la conservación de la biodiversidad y el uso razonable de los recursos pesqueros (Gladstone, 2007). Muchos estudios sobre los ensamblajes de peces en islas del Pacífico Mexicano se han realizado principalmente en aquellas que se encuentran distribuidas en el interior del Golfo de California (Thomson y Gilligan, 1983; Galván-Magaña et al., 1996; Pérez-España et al., 1996; Campos-Dávila et al., 2005; Rodríguez-Romero et al., 2005; Villegas-Sánchez et al., 2009; Galván-Villa et al., 2010) y solo unos pocos en el Pacífico Tropical Mexicano (Castañeda, 1988; Moncayo-Estrada et al., 2000; Castro-Aguirre y Balart, 2002). Debido a la importancia de conocer la diversidad y los patrones de distribución de las especies en las islas, en este trabajo se describen y comparan los ensamblajes de peces arrecifales de tres sistemas insulares decretados como Áreas Marinas Protegidas (AMPs) localizadas en el Pacífico Central Mexicano y su relación con algunos elementos estructurales del hábitat bentónico.

Materiales y Métodos

Registro de las especies. La composición, abundancia y talla estimada de los peces, se obtuvo a partir de transectos visuales en banda (50 x 5 m), realizados mediante buceo autónomo por un mismo observador (English et al., 1997). Se eligieron cuatro sitios alrededor de cada isla (Figuras A2-A4). Los muestreos se realizaron entre las 10:00 y 17:00 h durante dos campañas en cada AMP (Isla Isabel: octubre de 2004 y marzo de 2005; Islas Marietas: noviembre de 2008 y marzo de 2009; Islas de Bahía Chamela: noviembre de 2007 y abril de 2009). Se realizaron un total de 120 transectos (24 en Isla Isabel, 48 en Islas Marietas y 48 en las Islas de Bahía Chamela). La talla de los peces se estimó utilizando una regla de PVC marcada con segmentos de 10 cm cada uno. Con este dato se calculó la biomasa para cada especie utilizando la función exponencial Marks y Klomp, 2003):

$$B = aL^b$$

donde B es la biomasa (gramos), L es la talla promedio ponderada (cm), a y b son las constantes de la relación peso-talla de cada especie obtenidas de la base de datos en línea FishBase (Froese y Pauly, 2007). Cuando estos valores no se encontraron, se utilizaron los de otra especie similar, que perteneciera al mismo género. El valor de la talla promedio ponderada fue estimado con la ecuación:

$$L = \left(\sum_{i=1}^n A_i T_i \right) / \left(\sum_{i=1}^n A_i \right)$$

donde L es la talla promedio ponderada o media armónica, A_i es la densidad de peces por cada intervalo de clase y T_i es la talla promedio de cada intervalo de clase. Para expresar la biomasa por especie en gramos por metro cuadrado (g/m^2), se multiplicó la biomasa por individuo en gramos por la abundancia total de individuos y después se dividió entre el área muestreada por cada transecto (250 m^2).

Análisis de datos. La riqueza total de cada AMP se estimó mediante curvas de acumulación de especies y estimadores no paramétricos de riqueza (Chao 1, Jackknife 1 y Jackknife 2); además se estimaron los singletons (especies con un individuo) y doubletons (especies con dos individuos) para determinar la rareza de especies. El esfuerzo de muestreo fue corroborado con curvas acumuladas de especies utilizando los valores obtenidos por los números de Hill N1 para especies abundantes ($e^{H'}$), donde e es la base del logaritmo natural y H' es el índice de diversidad de Shannon; y N2 para especies muy abundantes ($1/\lambda$), donde λ es el índice de diversidad de Simpson (Hill, 1973). Todas las curvas acumuladas se realizaron con 10,000 aleatorizaciones en el programa EstimateS v8 (Colwell, 2006). Adicionalmente, el esfuerzo del muestreo fue evaluado con el número de transectos por AMP y la riqueza de especies acumulada.

Similitud entre AMPs. Para detectar patrones de similitud de las muestras de las tres AMPs se realizó un análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (MDS), basado en una matriz de similitud con distancias euclidianas construida con los datos previamente transformados ($X^{1/4}$) y estandarizados a valores Z (Clarke y Warwick, 2001). Por otro lado, debido a la disparidad en el número de muestras las diferencias de los ensamblajes de peces entre las AMPs se probó con un análisis de similitud no paramétrico (ANOSIM) de una vía, basado en una matriz de semejanza con distancias euclidianas. La significancia estadística se probó con 10,000 permutaciones (Clarke, 1993). Asimismo, se realizó un análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) para identificar las especies discriminantes y su porcentaje de contribución para cada AMP (Clarke y Warwick, 2001). Los datos de abundancia y biomasa fueron transformados mediante raíz cuarta ($X^{1/4}$). Todos los análisis se realizaron con PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

Heterogeneidad del ambiente y su relación con el ensamblaje de peces. La heterogeneidad del ambiente se evaluó mediante estimaciones de la cobertura de los diferentes tipos de fondo marino y de la complejidad topográfica. Para la estimar la cobertura del fondo se analizaron un total de 72 video-transectos (24 de cada AMP). Los videos se filmaron sobre una línea de 50 m de largo a una altura de 0.4 m del fondo, esto proporciona una imagen que equivale a una superficie de $\sim 0.4 \text{ m}^2$. La revisión de los video-transectos se realizó con una serie de 13 puntos distribuidos sistemáticamente sobre el monitor y 40 pausas en cada video-transecto (Arias-González et al., 2008). Se definieron seis grupos bentónicos: roca, arena, algas (macroscópicas), esponjas, corales pétreos y corales blandos (gorgonáceos). La cobertura promedio (C) de cada grupo bentónico se estimó según la ecuación (WWF, 2006):

$$C = \left(\frac{Np}{520} \right) \times 100$$

donde Np es el número de puntos observados por grupo bentónico en las 40 imágenes de cada video-transecto. La complejidad topográfica se determinó con el método de cadena, el cual consiste en tomar una medición siguiendo el relieve del fondo con una cadena de 10 m

de largo y compararla con una línea recta de referencia (Risk, 1972). El índice de complejidad topográfica (*CT*) se calculó con la ecuación:

$$CT = 1 - \left(\frac{d_m}{L_t} \right)$$

donde d_m es la distancia de la línea de referencia desde el inicio hasta el punto final de la cadena y L_t es la longitud de la cadena (10 m). El valor del índice para cada AMP se obtuvo de la media de los valores de todas las muestras (Arias-González et al., 2008).

La correlación entre la abundancia y biomasa de los peces con las variables ambientales (*C* y *CT*) se evaluó mediante análisis de redundancia canónica (RDA) con el programa CANOCO v4.5 (ter Braak y Smilauer, 2002). Previamente, mediante un análisis de correspondencia rectificado (DCA), se determinó que el tipo de modelo de respuesta de las variables fue lineal, por lo que se decidió realizar la ordenación de los datos mediante RDAs. Cada RDA se realizó usando sólo las especies con mayor contribución a la abundancia y biomasa de cada AMP, determinadas previamente por los análisis SIMPER. Los valores de abundancia y biomasa fueron transformados mediante distancias de Hellinger (Rao, 1995). La significancia estadística de los análisis fue probada mediante permutaciones Monte Carlo ($n = 9,999$). La significancia estadística de las variables ambientales entre AMPs se probó mediante un análisis de varianza de una vía (ANDEVA) con el programa Statgraphics v15.

Resultados

Se registraron un total de 114 especies, 84 géneros y 48 familias (85 especies en Isla Isabel, 76 en Islas Marietas y 80 en Islas de Bahía Chamela) (Cuadro 2.1). En Isla Isabel se registró el 71% de la riqueza específica máxima esperada (120 spp. con Jacknife 2); para las Islas Marietas el 67% (114 spp. con Jacknife 2) y para las Islas de Bahía Chamela el 81% (99 spp. con Jacknife 2) (Figura 2.1). Las curvas acumuladas de especies con los números de Hill N1 y N2 llegaron a la asíntota con el número de muestras realizado en cada AMP (Figura 2.2).

La rareza de especies determinada por los singletons y doubletons estuvo bien representada en las tres AMPs, manteniendo valores estables en las muestras (Figura 2.1). De manera general los singletons representaron el 14% (16 spp.) y los doubletons tan solo el 5% (6 spp.) del total de las especies registradas. Particularmente, los singletons representaron el 21% (18 spp.) de las especies en Isla Isabel, el 22% (17 spp.) en las Islas Marietas y el 15% (12 spp.) en las Islas de Bahía Chamela. Por otro lado, los doubletons representaron el 8% (7 spp.), 7% (5 spp.) y 6% (5 spp.), respectivamente.

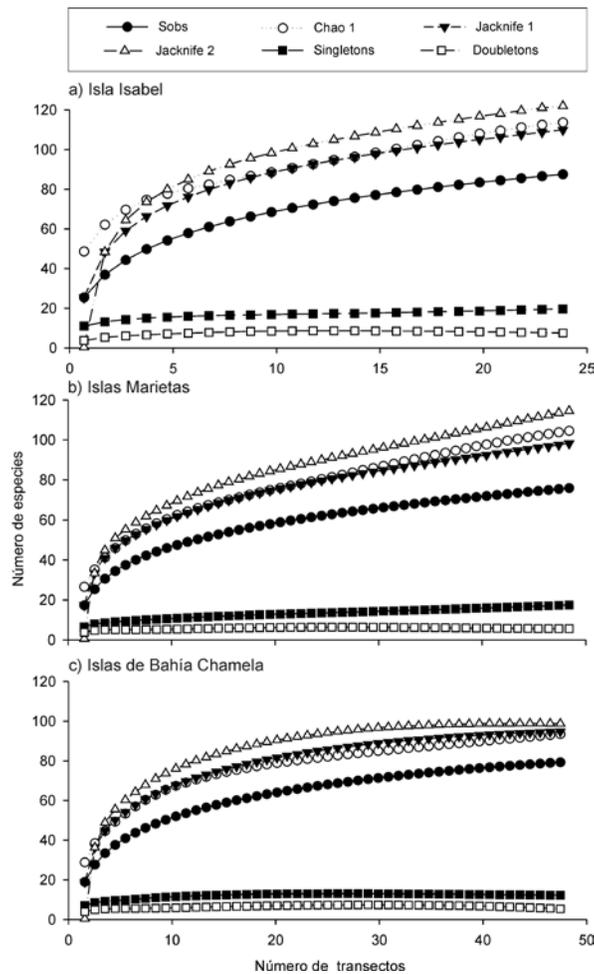


Figura 2.1. Curvas de acumulación de especies observadas (Sobs) y esperadas con los estimadores Chao 1, Jacknife 1 y Jacknife 2; y especies raras representadas por singletons y doubletons para cada AMP.

En general las familias con el mayor número de especies fueron Labridae (10 spp.), Pomacentridae (8 spp.), Serranidae (7 spp.), Lutjanidae (6 spp.), Haemulidae (6 spp.) y Scaridae (5 spp.). Las especies más abundantes (> 1,000 organismos) fueron *Chromis atrilobata* (31.18%), *Apogon pacificus* (16.09%), *Halichoeres dispilus* (11.53%), *Thalassoma lucasanum* (7.16%), *Haemulon maculicauda* (4.48%), *Stegastes flavilatus* (2.89%), *Prionurus punctatus* (2.82%) y *Stegastes acapulcoensis* (2.71%).

Por otro lado, las especies con mayor biomasa estimada fueron *Caranx sexfasciatus* (29.74%), *P. punctatus* (16.08%), *H. maculicauda* (12.13%), *Caranx caballus* (3.84%), *Microspathodon dorsalis* (3.26%), *Haemulon flaviguttatum* (2.70%) y *Epinephelus labriformis* (2.69%). En conjunto estas especies representaron el 70% de la biomasa total estimada en todo el estudio (N = 50.7 kg/m²).

Cuadro 2.1. Lista taxonómica de las especies registradas en las tres Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Central Mexicano. D = Densidad en ind/m². B = Biomasa en g/m². DE = Desviación Estándar. * = < 0.01.

Familias	Especies	Isla Isabel		Islas Marietas		Islas de Chamela	
		D(±DE)	B(±DE)	D(±DE)	B(±DE)	D(±DE)	B(±DE)
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>	*	3.02(10.25)	*	1.03(7.17)	*	2.82(11.17)
Mobulidae	<i>Manta birostris</i>	*	3.16(15.5)	*	1.58(10.96)		
Urolophidae	<i>Urobatis halleri</i>	*	1.34(4.47)				
	<i>Urobatis concentricus</i>			*	0.26(1.17)	*	0.11(0.82)
Rhinobathidae	<i>Zapteryx exasperata</i>	*	0.66(3.24)				
Torpedinidae	<i>Narcine entemedor</i>			*	0.06(0.44)		
Elopidae	<i>Elops affinis</i>	*	0.27(1.33)				
Muraenidae	<i>Gymnomuraena zebra</i>			*	0.17(1.22)	*	0.16(0.72)
	<i>Gymnothorax castaneus</i>	*	1.23(3.11)	*	0.71(2.8)		
	<i>Muraena lentiginosa</i>			*	0.05(0.37)	*	0.24(0.84)
Ophichthidae	<i>Myrichthys tigrinus</i>			*	0.03(0.24)	*	0.09(0.43)
Synodontidae	<i>Synodus lacertinus</i>			*	0.07(0.4)		
Belonidae	<i>Tylosurus pacificus</i>	*	0.23(1.17)				
Holocentridae	<i>Myripristies leiognathus</i>	*	0.05(0.16)	*	0.25(1.73)	*	0.25(0.97)
	<i>Sargocentrum suborbitalis</i>	*	0.04(0.12)			*	0.25(0.8)
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	*	1.8(1.93)	*	0.3(1.08)	*	0.26(0.63)
Scorpaenidae	<i>Scorpaena mystes</i>	*	0.3(1.5)	*	0.7(4.89)	*	0.26(1.33)
Serranidae	<i>Alphestes immaculatus</i>	*	0.03(0.16)	*	0.37(1.8)	*	0.42(1.69)
	<i>Cephalopholis panamensis</i>	*	0.69(1.39)	*	2.71(6.78)	*	2.15(3.17)
	<i>Dermatolepis dermatolepis</i>					*	0.56(2.74)
	<i>Epinephelus labriformis</i>	*	4.86(4.68)	0.01(0.01)	15.76(16.61)	*	10.2(8.9)
	<i>Mycteroperca rosacea</i>			*	0.05(0.34)		
	<i>Paranthias colonus</i>	*	0.2(0.56)	*	0.11(0.66)	*	0.28(1.94)
	<i>Serranus psittacinus</i>	*	*	*	0.08(0.17)	*	0.13(0.27)
Grammistidae	<i>Rypticus bicolor</i>	*	*			*	*
	<i>Rypticus nigripinnis</i>					*	*
Apogonidae	<i>Apogon pacifici</i>			0.5(1.94)	0.22(0.98)		
	<i>Apogon retrosella</i>	*	*	*	*	*	*
Echeneidae	<i>Remora remora</i>	*	0.05(0.29)				
Carangidae	<i>Caranx caballus</i>	0.34(0.16)	23.38(111.46)	0.03(0.21)	23.47(136.54)	0.01(0.03)	5.36(25.97)
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	0.04(0.16)	628.08(2699.67)			*	0.11(0.82)
	<i>Seriola rivoliana</i>	*	6.43(31.51)				
	<i>Trachinotus rhodopus</i>	*	0.56(1.32)	*	0.01(0.1)		
Nematistiidae	<i>Nematistius pectoralis</i>	*	4.34(21.28)				
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	*	0.55(2.7)				

Lutjanidae	<i>Hoplopagrus guntheri</i>	*	0.24(0.83)	*	0.17(1.19)		
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.02(0.05)	9.69(22.88)	*	0.49(2.63)	*	1.52(4.85)
	<i>Lutjanus guttatus</i>	*	0.58(2.49)			*	1.23(2.86)
	<i>Lutjanus jordani</i>	*	0.23(1.13)				
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	*	4.22(12.11)	*	0.4(2.78)	*	0.09(0.67)
	<i>Lutjanus viridis</i>	*	0.03(0.17)	*	0.05(0.35)	*	1.28(6)
Haemulidae	<i>Anisotremus interruptus</i>	*	8.39(41.14)	*	0.59(4.13)		
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>					0.02(0.08)	28.55(93.91)
	<i>Haemulon maculicauda</i>	0.03(0.09)	23.67(75.09)	*	1.26(5.64)	0.12(0.41)	115.04(503.59)
	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	*	6(19.52)	0.01(0.08)	0.06(0.3)	*	0.11(0.59)
	<i>Haemulon steindachneri</i>	*	0.29(1.23)			*	5.4(13.44)
	<i>Microlepidotus brevipinnis</i>			*	0.08(0.57)	0.04(0.17)	16.78(55.87)
Sparidae	<i>Calamus brachysomus</i>			*	7.62(52.85)		
Sciaenidae	<i>Pareques viola</i>			*	*	*	*
Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i>	0.02(0.06)	12.15(30.27)	0.01(0.03)	5.49(15.86)	0.01(0.01)	8.57(14.03)
Kyphosidae	<i>Kyphosus analogus</i>			*	7.6(52.66)	*	0.67(2.76)
	<i>Kyphosus elegans</i>	*	1.89(5.12)	*	0.81(3.45)	*	0.23(1.21)
Ephippididae	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	*	2.59(12.46)				
Chaetodontidae	<i>Chaetodon humeralis</i>	*	0.79(0.73)	*	1.97(2.34)	0.01(0.01)	2.56(2.74)
	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	0.01(0.01)	1.56(2.41)	*	0.42(1.03)	*	0.35(0.57)
	<i>Holacanthus passer</i>	*	3.7(3.36)	*	6.92(12.64)	*	3.42(5.15)
Pomacanthidae	<i>Pomacantus zonipectus</i>	*	0.12(0.6)	*	0.08(0.43)	*	0.13(0.9)
	<i>Abudefduf troschelii</i>	0.09(0.15)	8.93(18.58)	0.01(0.03)	1.41(6.03)	*	0.55(2.88)
Pomacentridae	<i>Microspathodon bairdii</i>	*	3.24(11.38)			*	2.28(15.83)
	<i>Microspathodon dorsalis</i>	0.01(0.01)	18.37(35.45)	*	10.97(22.41)	0.01(0.01)	14.24(17.45)
	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	0.01(0.02)	1.96(3.11)	*	0.21(0.52)	0.07(0.08)	7.3(11.12)
	<i>Stegastes flavilatus</i>	0.03(0.02)	2.1(3.01)	0.02(0.01)	0.4(0.67)	0.04(0.03)	2.24(1.86)
	<i>Stegastes leucorus</i>			*	0.05(0.22)	*	*
	<i>Stegastes rectifraenum</i>	*	0.18(0.78)	*	0.05(0.15)	*	0.01(0.06)
	<i>Chromis atrilobata</i>	0.05(0.1)	0.91(1.67)	0.84(1.64)	5.39(13.82)	0.11(0.19)	2.21(5.17)
	<i>Oxycirrhites typus</i>	*	*				
Cirrhitidae	<i>Cirrhitus rivulatus</i>			*	1.44(4.47)	*	3.72(6.08)
	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	*	0.17(0.38)	*	0.01(0.04)	*	0.01(0.04)
	<i>Mugil curema</i>					*	4.4(20.45)
Mugilidae	<i>Bodianus diplotaenia</i>	*	1.57(2.86)	0.01(0.01)	2.26(4.42)	*	5.58(10.15)
	<i>Halichoeres chierchiae</i>	*	0.07(0.17)	0.01(0.01)	0.24(0.38)	*	0.29(0.57)
Labridae	<i>Halichoeres dispilus</i>	0.08(0.1)	1.76(1.75)	0.23(0.37)	0.49(0.58)	0.08(0.07)	1.55(2.05)
	<i>Halichoeres melanotis</i>					*	*
	<i>Halichoeres nicholsi</i>	0.01(0.02)	1.03(1.49)	*	0.74(2.21)	*	1.43(2.05)
	<i>Halichoeres notospilus</i>	*	0.31(0.47)	*	0.24(0.44)	*	0.67(1.6)

	<i>Iniistius pavo</i>			*	0.01(0.07)		
	<i>Novaculichthys taeniourus</i>					*	0.01(0.06)
	<i>Thalassoma grammaticum</i>	*	0.16(0.6)			*	*
Scaridae	<i>Thalassoma lucasanum</i>	0.15(0.16)	8.01(13.27)	0.1(0.24)	0.85(2.87)	0.04(0.09)	0.39(0.97)
	<i>Nicholsina denticulada</i>	*	0.46(1.92)	*	0.18(1.29)	*	*
	<i>Scarus compressus</i>	*	1.84(4.75)	*	0.16(1.16)		
	<i>Scarus ghoban</i>	*	1.77(4.13)			*	*
	<i>Scarus perrico</i>	0.01(0.02)	24.32(46.11)	*	1.35(5.84)	*	2.05(14.26)
	<i>Scarus rubroviolaceus</i>	*	4.88(8.4)	*	0.38(2.21)		
Opistognathidae	<i>Opistognathus rosenblatti</i>	*	*				
Tripterygiidae	<i>Axoclinus storeyae</i>			*	*		
	<i>Crocodilichthys gracilis</i>	*	*				
Labrisomidae	<i>Malacoctenus ebisui</i>					*	*
	<i>Malacoctenus margaritae</i>	*	*				
Chaenopsidae	<i>Acanthemblemaria macrospilus</i>	*	*			*	*
Bleniidae	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	*	0.05(0.1)	*	0.05(0.07)	*	0.12(0.2)
	<i>Plagiotremus azaleus</i>	*	*	0.01(0.04)	0.01(0.03)	*	*
Gobidae	<i>Coryphopterus urospilus</i>			*	*	*	*
	<i>Elacatinus puncticulatus</i>	*	*	*	*	*	*
Acanthuridae	<i>Acanthurus nigricans</i>			*	0.18(1.27)		
	<i>Acanthurus triostegus</i>	*	2.06(6.69)				
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	0.03(0.05)	38.35(82.38)	*	0.46(2.4)		
	<i>Prionurus punctatus</i>	0.14(0.14)	254.28(377.41)	0.01(0.03)	27.21(65.18)	*	15.55(52.3)
Zanclidae	<i>Zanclus cornutus</i>	*	2.68(5.88)	*	0.19(1.35)	*	1.98(7.6)
Scombridae	<i>Scomberomorus sierra</i>	*	2.4(11.77)				
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	*	0.36(1.32)	*	2.06(5.43)	*	0.23(1.23)
	<i>Pseudobalistes naufragium</i>	*	6.11(10.35)	*	15.53(26.26)	*	1.66(7.26)
	<i>Suflamen verres</i>	*	4.52(4.87)	*	13.24(17.58)	*	5.45(8.72)
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>	*	0.02(0.09)			*	0.03(0.21)
	<i>Cantherhines dumerilii</i>			*	0.18(1.02)		
	<i>Sphoeroides annulatus</i>					*	0.41(2.86)
	<i>Sphoeroides lobatus</i>					*	0.33(1.2)
Ostraciidae	<i>Ostracion meleagris</i>	*	0.08(0.34)			*	0.02(0.1)
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	*	0.19(0.93)				
	<i>Arothron meleagris</i>	*	1.79(2.32)	*	1.87(7.25)	*	1.48(4)
	<i>Canthigaster punctatissima</i>	*	0.08(0.19)	*	0.01(0.02)	*	0.01(0.05)
Diodontidae	<i>Chilomycterus reticulatus</i>					*	1.4(9.72)
	<i>Diodon holocanthus</i>	*	0.56(1.2)	*	3.82(7.85)	*	12.87(51.06)
	<i>Diodon hystrix</i>	*	0.83(2.75)	*	2.89(11.24)	*	1.52(5.69)

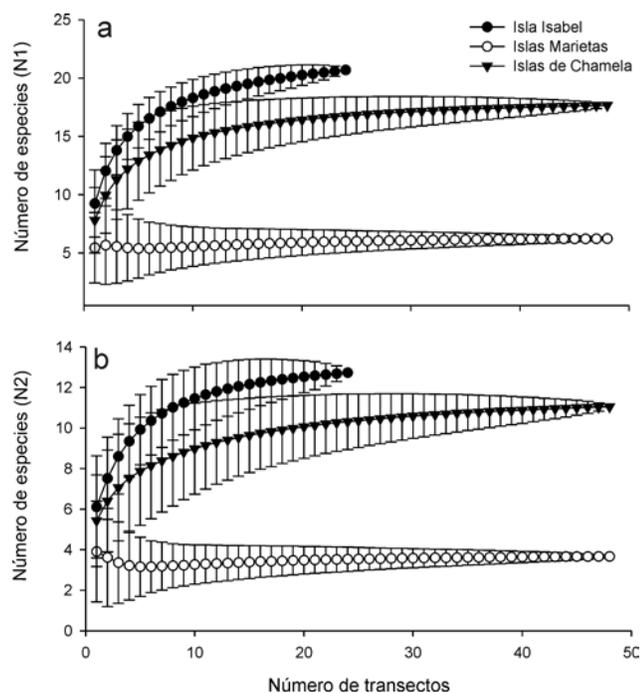


Figura 2.2. Curvas de acumulación de especies de cada AMP utilizando los valores de los números de Hill: N1 para las especies abundantes (a) y N2 para las especies muy abundantes (b) (las líneas representan la desviación estándar).

Similitud entre AMPs. La composición de peces no presentó una diferenciación clara entre las AMPs, encontrando una alta concentración de las muestras en un mismo grupo, con algunos pocos elementos independientes (Figura 2.3). Sin embargo, se muestra una tendencia en el cambio de la abundancia por transecto entre Isla Isabel y las Islas de Chamela con las Islas Marietas. Por otro lado, la tendencia en el cambio de la biomasa es más clara entre la Isla Isabel y las Islas de Chamela. Con el ANOSIM se encontró que las diferencias significativas en la abundancia se presentaron mayormente entre la Isla Isabel y las Islas de Chamela ($R = 0.543$, $P = 0.01$) y la menor entre las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela ($R = 0.162$, $P = 0.01$). De la misma manera, la biomasa tuvo mayor diferencia entre Isla Isabel y las Islas de Bahía Chamela ($R = 0.525$, $P = 0.01$) y la menor entre las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela ($R = 0.133$, $P = 0.01$).

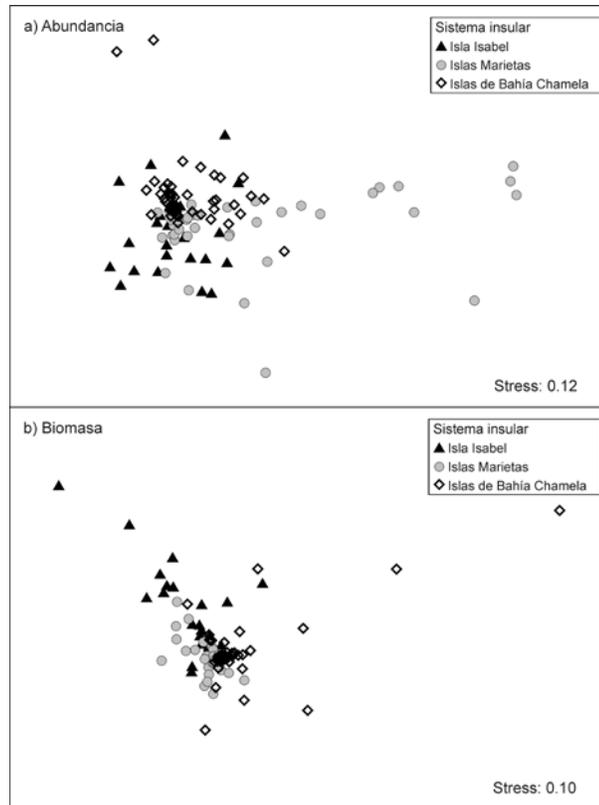


Figura 2.3. Escalonamiento multidimensional no métrico (MDS) con distancias euclidianas para la abundancia y la biomasa incluyendo todas las muestras de las tres AMPs.

Mediante los análisis SIMPER se encontraron diferencias en las especies que más contribuyen a la abundancia y biomasa de peces en cada una de las AMPs (Figura 2.3). En la Isla Isabel, el 90.73% de la abundancia de peces se obtuvo con 23 especies, de estas la más importante fue *T. lucasanum* con un 9.55%. El 90.23% de la biomasa de esta isla se obtuvo también con 23 especies, pero la más importante fue *P. punctatus* con un 13.82%. En las Islas Marietas, 17 especies contribuyeron con más del 90% de la abundancia y biomasa de peces. En el caso de la abundancia, la especie más importante fue *H. dispilus* (15.97%) y de la biomasa, *E. labriformis* (15.32%). Finalmente, en las Islas de Chamela, el 90.39% de la abundancia fue representada por 19 especies y el 91.16% de la biomasa por 20. Al igual que las Islas Marietas, la especie que más aportó a la abundancia fue *H. dispilus* con el 14.19% y a la biomasa *E. labriformis* con el 12.24% (Anexos 2.1-2.6).

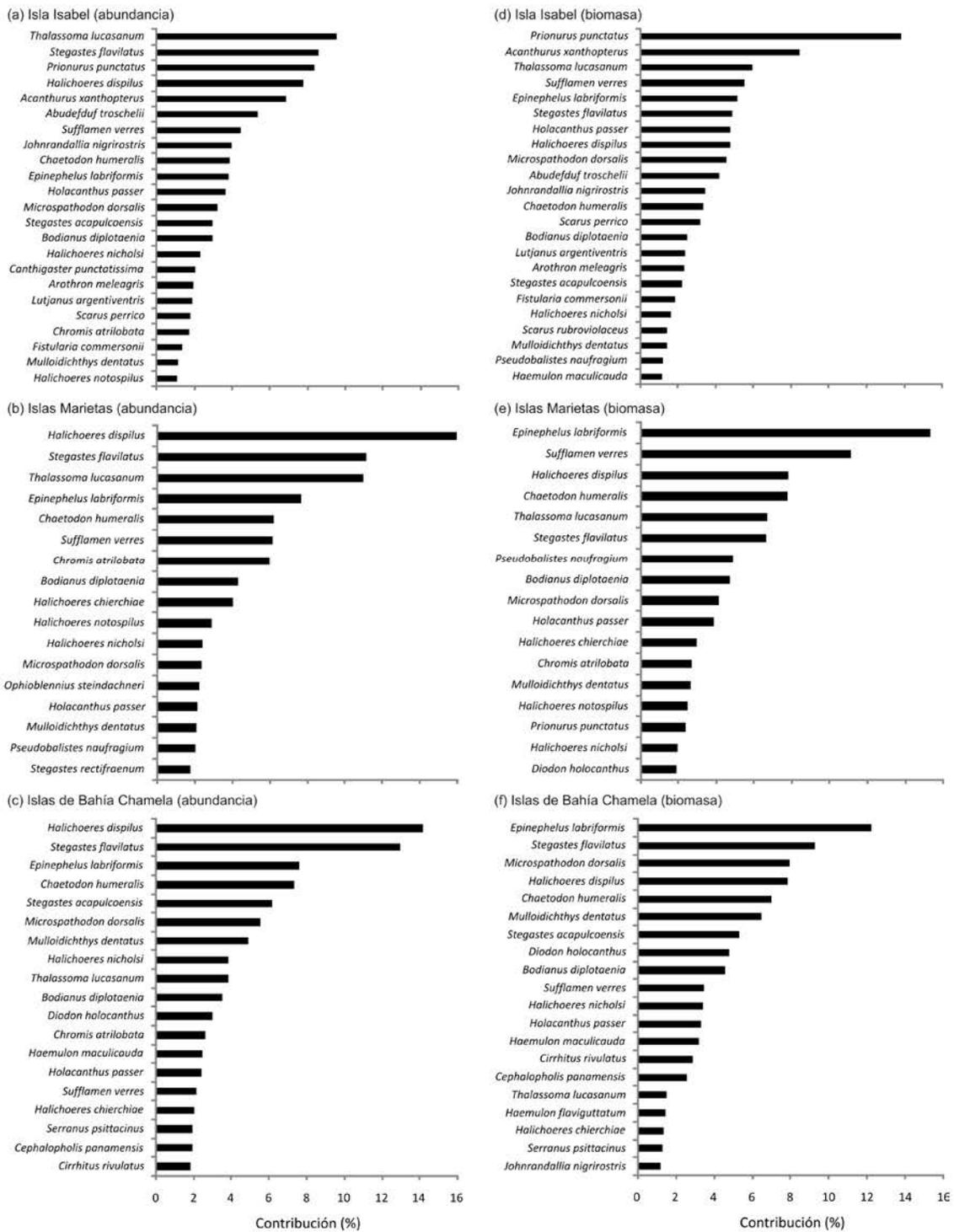


Figura 2.4. Porcentajes de contribución de las especies más importantes ($\geq 90\%$) en abundancia (a-c) y biomasa (d-f) según los análisis SIMPER para cada AMP.

Heterogeneidad del ambiente y su relación con el ensamblaje de peces. Los dos índices estructurales (abundancia y biomasa) usados para correlacionar las especies con las variables ambientales mostraron resultados diferentes en cada AMP y no todas las variables ambientales tuvieron correlaciones significativas (Figura 2.5). Los ANOVAS no mostraron diferencias significativas entre el porcentaje de la cobertura de roca ($P = 0.35$, $F = 11.15$) y los valores del índice de complejidad topográfica entre las AMPs ($P = 0.21$, $F = 0.82$). Con los valores de la abundancia de las especies, las únicas variables ambientales con correlaciones significativas probadas con permutaciones Monte Carlo fueron las coberturas de arena, esponjas y corales blandos ($P = 0.033$) (Cuadro 2.2). En la Isla Isabel, el RDA sugiere una mayor relación entre la cobertura de corales blandos y la abundancia de las especies *P. punctatus*, *Johnrandallia nigrirostris*, *Lutjanus argentiventris*, *Canthigaster punctatissima*, *Acanthurus xanthopterus*, *Abudefduf troschelii*, *Scarus perrico* y *Arothron meleagris*. En las Islas Marietas, la correlación fue mayor entre la cobertura de algas y las especies *Stegastes rectifraenum*, *Bodianus diplotaenia*, *H. dispilus*, *C. atrilobata* y *E. labriformis*. En las Islas de Bahía Chamela, se encontró entre la complejidad topográfica y las especies *Cephalopholis panamensis*, *H. maculicauda*, *M. dorsalis*, *S. flavilatus*, *S. acapulcoensis*, *Chaetodon humeralis*, *Diodon holocanthus* y *Cirrhitus rivulatus*. Otras correlaciones importantes entre las variables ambientales y la abundancia de las especies fueron: cobertura de arena con *Halichoeres chierchiae*, *Serranus psittacinus* y *Ophioblennius steindachneri*; esponjas con *Suflamen verres* y *T. lucasanum*; y roca con *Mulloidichthys dentatus* (Figura 2.5a).

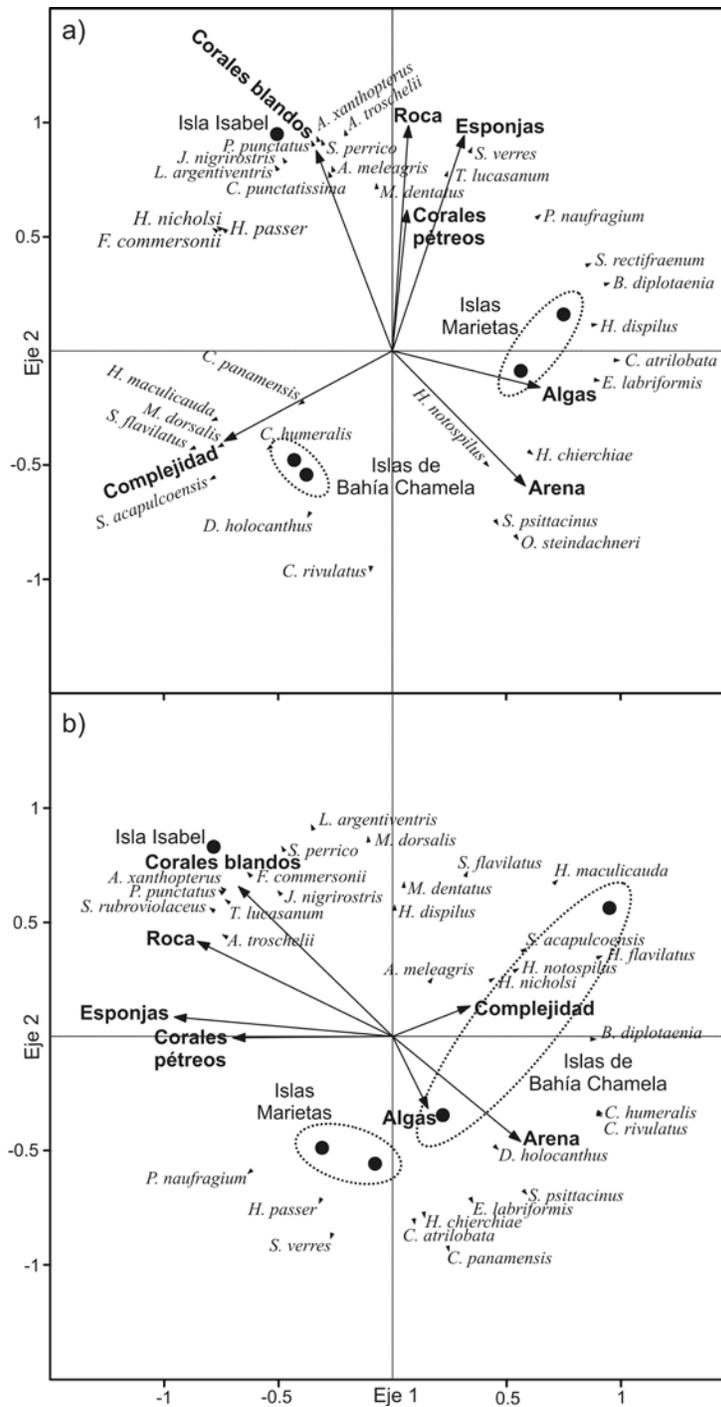


Figura 2.5. Análisis de redundancia canónica (RDA) basado en los valores de la abundancia (a) y biomasa (b) de peces en las tres AMPs. Los centroides de las especies están indicados con triángulos negros, las islas con círculos negros y las variables ambientales con flechas.

Con los valores de biomasa se encontraron correlaciones significativas sólo con la cobertura de esponjas y los corales blandos ($P = 0.037$). En la Isla Isabel, el análisis RDA utilizando los valores de biomasa sugiere correlaciones significativas entre la cobertura de corales blandos, roca y esponjas, y las especies *A. xanthopterus*, *P. punctatus*, *S. rubrioviolaceus*, *L. argentiventris*, *M. dorsalis*, *S. perrico*, *F. commersonii*, *J. nigrirostris*, *T. lucasanum* y *A. troschelii*. En las Islas Marietas, se encontraron correlaciones significativas entre la cobertura de algas y la biomasa de *P. naufragium*, *H. passer* y *S. verres*. Finalmente, en las Islas de Bahía Chamela, las correlaciones significativas fueron distintas en las dos islas: Isla Pajarera fue correlacionada principalmente con la complejidad topográfica y la biomasa de *H. nicholsi*, *H. notospilus*, *H. flavilatus*, *S. acapulcoensis*, *A. meleagris* y *H. maculicauda*; e Isla Cocinas tuvo mayor correlación con la cobertura de algas y arena, y la biomasa de *C. humeralis*, *C. rivulatus*, *D. holocanthus*, *S. psittacinus*, *E. labriformis*, *H. chierchiaie*, *C. atrilobata* y *C. panamensis* (Figura 2.5b).

Cuadro 2.2. Resultado de los análisis RDA con los valores de abundancia y biomasa de los peces de arrecife de las tres AMPs.

	Abundancia				Biomasa			
	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalores	0.578	0.325	0.061	0.035	0.533	0.232	0.141	0.093
Correlación ambiente-especies	0.998	0.999	0.94	0	0.985	0.854	0	0
Varianza porcentual acumulada de:								
datos de especies	57.8	90.3	96.5	100	53.3	76.6	90.7	100
relación especies-ambiente	60	93.7	100	0	69.7	100	0	0
Suma de eigenvalores				1				1
Prueba Monte Carlo	<i>Traza</i> = 0.965				<i>Traza</i> = 0.766			
	<i>F</i> = 9.081				<i>F</i> = 3.268			
	<i>P</i> = 0.033				<i>P</i> = 0.037			

Discusión

La conservación de la biodiversidad marina de las islas costeras del Pacífico Mexicano es de gran importancia por su valor biológico y económico, la riqueza de peces de las AMPs (Isla Isabel, Islas Marietas e Islas de Bahía Chamela) es particularmente importante ya que representa poco más del 30% de las especies registradas en la región del PCM (Castro-Aguirre et al., 2006). Este porcentaje es alto si se considera que las 373 especies que se

conocen en la región se incluyen en una amplia variedad de hábitos de vida (e.g. especies oceánicas, costeras, asociadas a fondos rocosos, arenosos, coralinos, etc). El gran número de especies raras generalmente presentes en los ensamblajes de muchos grupos taxonómicos, dificultad llegar a inventarios completos (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). En los sistemas insulares costeros del Pacífico Mexicano, la rareza es un componente importante de la diversidad total de peces arrecifales (ver Capítulo 1). Las especies raras, es decir, aquellas con uno o dos organismos registrados (singletons y doubletons) representaron poco más del 19% (22 spp.) del total de las especies. Además, los porcentajes en cada una de las AMPs fueron similares (singletons: 15-22%, doubletons: 6-8%). Estas especies tienen particular relevancia en los estudios ecológicos debido a que son objeto clave de las estrategias de conservación dirigidas a mantener la biodiversidad total de los ensamblajes a nivel local y regional (Flather y Sieg, 2007).

La ordenación de los transectos de las tres AMPs no mostró un patrón definido según los análisis MDS, encontrándose una alta concentración de estos en un mismo grupo. Esto sugiere que existen hábitats similares en las tres AMPs donde se asocian especies comunes entre ellas. Sin embargo, cada AMP presentó elementos particulares debido principalmente al gran número de especies con porcentajes de contribución bajo (< 10%) y al recambio de especies dominantes entre cada una. Las especies que contribuyeron más a la diversidad por su abundancia y biomasa fueron más similares entre las Islas Marietas y las Islas de Bahía Chamela, siendo Isla Isabel la más diferente. Anteriormente se consideraba que Isla Isabel pertenecía al sistema de islas del Golfo de California, y por lo tanto, la composición de peces debería corresponder principalmente a la provincia del Mar de Cortés (Spalding et al., 2007). Sin embargo, recientemente Robertson y Cramer (2009) examinaron la distribución geográfica de 1,135 especies de peces costeros residentes y endémicos del Pacífico Este Tropical (PET), y concluyeron que la afinidad zoogeográfica de peces costeros de esta región se subdivide en sólo dos provincias: 1) la de Cortés, que incluye el Golfo de California y la porción sur de la costa Pacífica de Baja California y 2) la Panámica, que incluye desde la costa de Sinaloa (México) hasta la costa norte de Piura (Perú). Por lo tanto, la ictiofauna de las tres AMPs estudiadas presenta una afinidad principalmente Panámica y las subdivisiones anteriormente propuestas para la

ictiofauna de la costa del Pacífico Mexicano no están suficientemente justificadas (Walker, 1960; Briggs, 1974; Hastings, 2000; Spalding et al., 2007).

Las especies que más contribuyeron a la abundancia y biomasa de las AMPs presentaron diferencias. De manera general destacan las especies *Halichoeres dispilus* y *Stegastes flavilatus*, que registraron constantemente los mayores porcentajes de contribución en abundancia y biomasa. Esto es relevante debido a la biología propia de las especies. Ambas son especies pequeñas que no sobrepasan los 25 cm de longitud, están altamente asociadas a arrecifes rocosos y tienen una amplia distribución en todo el PET (Robertson y Allen, 2006). Esto coincide con las características generales de los ensamblajes de peces asociados a arrecifes rocosos descritas por Thomson y Gilligan (1987); estos autores encontraron que los ensamblajes de peces de los arrecifes de las islas costeras del Golfo de California presentan mayor riqueza, equidad, densidad y biomasa de especies que los ensamblajes de los arrecifes de la costa continental; además, las especies dominantes tienden a ser más pequeñas y la tasa de recambio de especies es menor entre y dentro de los hábitats, ya que existe mayor presión por competencia debido a la alta densidad.

La mayoría de los estudios sobre la estructura de los ensamblajes de peces arrecifales del Pacífico Mexicano han utilizado la abundancia como índice estructural (Pérez-España et al., 1996; Aburto-Oropeza y Balart, 2001; Rodríguez-Romero et al., 2005; Álvarez-Filip et al., 2006; Ramírez-Gutiérrez et al., 2007; Villegas-Sánchez et al., 2009; Galván-Villa et al., 2010) y muy pocos la biomasa (Campos-Dávila et al., 2005). La biomasa ha resultado ser un atributo importante en la estructura de las poblaciones, la estructura trófica y la capacidad de producción de los ecosistemas marinos (Anderson y Neumann, 1996); principalmente porque se ha encontrado que la biomasa de los peces esta correlacionada significativamente con la intensidad de la actividad pesquera de una región (Jennings y Polunin, 1997). Por otro lado, el poco uso de la biomasa como una medida estructural de los ensamblajes de peces arrecifales está relacionado con las dificultades metodológicas para la obtención de los datos. La estimación de la longitud de los peces mediante conteos visuales es una técnica que ofrece algunas ventajas ya que es repetible,

rápida, de bajo costo y permite obtener una gran cantidad de datos por una sola persona (English et al., 1997). Por otro lado, puede resultar complicada, ya que requiere de un entrenamiento especial y tiene un margen de error que varía en función de este último (Bell et al., 1985). A pesar de esto, la estimación de tallas mediante conteos visuales ha sido bien aceptada para la evaluación y monitoreo de peces arrecifales (Polunin y Roberts, 1993; Russ y Alcala, 1996).

El uso de la biomasa como medida estructural permitió reconocer algunas especies importantes que contribuyen más por su biomasa en los sistemas insulares estudiados. El ejemplo más importante fue la cabrilla *Epinephelus labriformis* en las Islas Marietas y en las Islas de Bahía Chamela, que ocupó el primer lugar en el porcentaje de contribución en biomasa en ambos sistemas. En trabajos anteriores *E. labriformis* no ha sido considerada como una especie importante en la estructuración de los ensamblajes de peces en los arrecifes rocosos del Pacífico Mexicano; sin embargo, es una especie importante en las capturas de las pesquerías artesanales y comerciales de la región (Ramírez y Rodríguez, 1990; Ríos-Jara et al., 2001) y en estudios sobre relaciones filogeográficas de peces de la región del Pacífico Este Tropical (Craig et al., 2006). Por lo tanto, la importancia de esta y otras especies pudo ser subestimada en trabajos anteriores donde evalúan la estructura de los ensamblajes de peces en arrecifes rocosos utilizando sólo la abundancia de las especies.

Aunque las características ambientales de las islas del PCM son similares, la complejidad y la estructura de los hábitats dan como resultado ambientes localmente distintos. Esta variabilidad contribuye a aumentar el número de endemismos dentro de los ensamblajes de peces (Choat y Bellwood, 1991). La cobertura de roca y la complejidad topográfica son predictores importantes de la riqueza de peces en ambientes marinos del Pacífico Mexicano, principalmente en aquellos donde la cobertura de coral no es el principal elemento estructural del hábitat bentónico (Aburto-Oropeza y Balart, 2001; Campos-Dávila et al., 2005; Galván-Villa et al., 2010). La importancia de los sustratos rocosos es atribuida a su estabilidad, que permite el desarrollo y permanencia de algas micro y macroscópicas, corales, esponjas y una gran variedad de organismos sésiles y semi-sésiles (Gratwicke y Speight 2005). Por otro lado, la relevancia de la complejidad

topográfica (en algunos casos llamada rugosidad o relieve del fondo) como descriptor de la riqueza es más variable. En arrecifes de coral se ha encontrado que la complejidad es uno de los principales elementos relacionados con la diversidad de peces (Chabanet et al., 1997; Espinoza y Salas, 2005). Aunque estudios en arrecifes rocosos han demostrado que la complejidad topográfica juega un papel importante en la distribución de los peces, principalmente en el Indo-Pacífico y el Mar Caribe (Gratwicke y Speight, 2005), no siempre ocurre así (Ferreira et al., 2001). A pesar de que las islas del PCM presentan un alto porcentaje de sustrato rocoso (> 80%), no se encontró una correlación significativa entre las especies y el porcentaje de cobertura de roca, de igual manera con la complejidad topográfica. Estas variables pudieron no estar correlacionadas debido a que no se presentan diferencias significativas en los porcentajes de cobertura entre las tres AMPs, por lo que a la escala espacial de AMP no funcionan como variables explicativas de la distribución de las especies de peces. Por el contrario, la cobertura de esponjas, arena y corales blandos si tuvieron correlaciones significativas con algunas especies dominantes, a pesar de presentar coberturas menores. Entre estas variables la cobertura de corales blandos ha sido identificada como un elemento importante que contribuye a las variaciones en la composición de peces en arrecifes de coral del Caribe Mexicano (Arias-González et al., 2008). Estos resultados contrastan con otros trabajos realizados en Isla Isabel donde a nivel de isla los elementos estructurales del hábitat que más influyen en la distribución espacial de peces son la cobertura de corales y roca, así como la complejidad topográfica y disponibilidad de refugio (Galván-Villa et al., 2010; Rodríguez-Zaragoza et al., sometido). Por lo tanto, para la determinación de la distribución de los peces en estas islas, estos elementos estructurales pueden ser variables dependiendo de la escala espacial.

En conclusión, los resultados del presente estudio indican que el uso de tres índices estructurales (riqueza, abundancia y biomasa) aportó información importante y complementaria para hacer una descripción más detallada de la estructura del ensamblaje de peces de las islas del PCM. La Isla Isabel obtuvo la mayor riqueza de especies y biomasa, lo que puede estar relacionado con la complejidad estructural de la isla y la distancia que la separa de la costa, que le permite soportar una gran cantidad de peces de tallas grandes, tal como lo proponen Thomson y Gilligan (1987) para las islas del Golfo de

California, quienes señalan que en las islas más alejadas de la costa se encuentran peces de tallas mayores que en puntos cercanos a la costa, lo que puede ser un efecto por la presión ejercida por las actividades de pesca y turismo que se realizan en islas más accesibles como las Islas Marietas y las Islas de Chamela.

CAPITULO 3.

EVALUACIÓN DEL NIVEL DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE PECES ARRECIFALES DE TRES ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS

Introducción

Las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) han servido como instrumentos importantes en la conservación y manejo de los ecosistemas marinos y sus recursos pesqueros (Agardy, 1994; Hyrenbach et al., 2000; Polunin, 2002). Para evaluar el grado de conservación de estos ambientes, se han utilizado diversos grupos taxonómicos (Ferguson et al., 2003; Burton et al., 1999; Galatowitsch et al., 1999), los cuales son indicadores del nivel de estrés. Debido a que los peces son el principal componente de las capturas por pesca, la efectividad de las AMPs se puede ver reflejada en la diversidad de peces ahí presentes (Roberts y Polunin, 1991; Polunin y Roberts, 1993; Rowley, 1994; Wantiez et al., 1997; Bohnsack, 1998). Por lo tanto, para utilizar a los peces como indicadores de conservación, es necesario realizar estudios ecológicos sobre su diversidad y sobre las especies clave (e.g. especies en riesgo o endémicas), que ayuden a detectar los cambios inducidos por las actividades humanas (Lawler et al., 2003).

Elaborar estrategias de conservación en AMPs puede resultar mucho más complicado que en áreas protegidas de ambientes terrestres. Delimitar una AMP resulta difícil, ya que los ecosistemas marinos son sistemas abiertos con alta conectividad entre sus hábitats debido al intercambio entre los sistemas de corrientes y sus características físicas y biológicas propias, que también dependen del flujo de materia y energía de otras áreas para mantener su estabilidad (Lubchenco et al., 2003; Carr et al., 2003; Blamey y Branch, 2008; Almany et al., 2009).

Las islas son elementos fundamentales para la conservación de la biodiversidad, en ellas se concentran diversas especies tanto continentales como insulares (Lara-Lara et al., 2008), además funcionan como sitios de reproducción, anidación, descanso o alimentación de la fauna marina (Sánchez-Pacheco et al., 2000). Por otro lado, son exponentes del

patrimonio histórico de un territorio e incluso son de gran importancia en la aplicación de principios geopolíticos porque funcionan como fronteras marítimas (Ortiz-Valdez, 1994). Debido a esto, existe la necesidad de elaborar estrategias de evaluación que permitan entender los procesos naturales del medio marino, que auxilien en la generación de políticas y acciones de manejo para garantizar el cumplimiento de los objetivos de protección de estas áreas (Ortiz-Lozano, 2006).

El diagnóstico ambiental de varias AMPs a escala regional, requiere utilizar técnicas que faciliten el enlace ordenado entre aspectos descriptivos y una posible valoración económica. Para cumplir este objetivo, se utilizan herramientas como la técnica sintética de diagnóstico ambiental y la evaluación de la singularidad biológica. La primera se ha utilizado en la valoración de una o varias AMPs en México y otros países de América Latina, tomando en cuenta algunos atributos de cada una en relación a la región donde se encuentran (Bravo, 1998; Bobadilla, 2000; Saénz-Chávez, 2003; Ortiz-Lozano, 2006). Por otro lado, la singularidad biológica ayuda a valorar la biodiversidad representada por aquellas especies con estatus de protección y endémicas (Davis et al., 1996; Olson et al., 1998).

En México todas las islas se encuentran protegidas de acuerdo al artículo 42 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos de 1917. Sin embargo, en muchos casos se protege solo la porción terrestre y no existen planes de manejo que incluyan el área marina adyacente. La falta de estudios y atención a los sistemas insulares, no han permitido el conocimiento del número preciso de islas que integran el territorio nacional insular, su localización geográfica, sus recursos naturales y económicos en general, así como su superficie, formación geológica y posibilidades de aprovechamiento sustentable (Cabada-Huerta, 2005). El objetivo del presente capítulo fue evaluar el nivel de importancia de tres AMPs del Pacífico Central Mexicano (PCM), mediante dos estrategias de diagnóstico ambiental, la técnica sintética y la singularidad biológica, las cuales pueden ayudar a justificar su designación como áreas protegidas y generar información aplicable al desarrollo de planes de manejo. Para esto se utilizó la riqueza específica de los peces de

arrecife endémicos o que se encuentran bajo alguna categoría de conservación de acuerdo a estándares nacionales e internacionales.

Materiales y métodos

Obtención de datos. Se integró una lista de especies de peces arrecifales para tres AMPs (Parque Nacional Isla Isabel, Parque Nacional Islas Marietas y Santuario Islas de Bahía Chamela) a partir de trabajos publicados y la información obtenida en el capítulo 2. De estas listas generales se seleccionaron aquellas especies que se encuentran en protección o son endémicas del Pacífico Mexicano. Las especies con estatus de protección fueron determinadas con base a la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2009) y la Norma Oficial Mexicana de protección ambiental sobre especies nativas de México de flora y fauna silvestres: NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001). Las especies endémicas fueron determinadas utilizando como referencia el trabajo de Robertson y Allen (2006) sobre peces costeros del Pacífico Oriental Tropical (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.3. Categorías de protección de cada especie. IUCN = Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2009); NOM = Norma Oficial Mexicana de protección ambiental sobre especies nativas de México de flora y fauna silvestres: NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001).

Categoría	Referencia
Extinta (EX)	IUCN
Extinta en estado silvestre (EW)	IUCN
Probablemente extinta en el medio silvestre (EMS)	NOM
En peligro crítico de extinción (CR)	IUCN
En peligro de extinción (EN)	IUCN
En peligro de extinción (PE)	NOM
Vulnerable (VU)	IUCN
Amenazada (A)	NOM
Casi amenazada (NT)	IUCN
Bajo preocupación menor (LC)	IUCN
Sujeta a protección especial (PR)	NOM
Endémica (E)	Allen y Robertson (2006)

Técnica sintética de diagnóstico ambiental. Para establecer la importancia de las AMPs de interés, se siguió la técnica sintética de diagnóstico ambiental planteada en la Guía de Análisis de Impactos y sus Fuentes en Áreas Naturales (Andrade et al., 1999), dirigida exclusivamente a la conservación de la diversidad de peces en la región. Además, se siguió

el procedimiento de desglose cualitativo de cuatro atributos propuesto por Sáenz-Chávez (2003), que permitió establecer de manera particular las características que afectan de manera directa o indirecta la diversidad de peces en cada atributo para cada una de las AMPs.

La importancia de cada AMP para la conservación de la diversidad de peces de arrecife del PCM fue definida con base a los siguientes atributos: 1) Contribución al macroecosistema (responde a la pregunta ¿Qué impacto causaría al sistema regional con ecosistemas similares si esta AMP desapareciera?); 2) Rareza (responde a la pregunta ¿Existen en esta AMP especies de peces con algún estatus de conservación designado por alguna agencia nacional o internacional?); 3) Calidad (responde a la pregunta ¿Qué tan bien conservada está el AMP?); y 4) Valor como herramienta (responde a la pregunta ¿El AMP tiene valor actual o potencial de tipo económico, ecoturístico o educacional para influenciar las decisiones de conservación?) (The Nature Conservancy, 1999). Las escalas de puntaje para cada uno de los atributos se resumen en el cuadro 3.2.

Cuadro 3.2. Escalas de valores para cada uno de los atributos utilizados en la técnica sintética de diagnóstico ambiental. *Entre paréntesis se presenta el rango del porcentaje de la riqueza de especies con respecto a la riqueza total de la región.

1. Contribución al macrosistema*	2. Rareza	3. Calidad	4. Valor como herramienta o carisma
4 = contribución muy importante (76-100%).	4 = presencia de especies en peligro de extinción o endémicas.	4 = uno de los mejores ejemplos o el único ejemplo de conservación a escala regional.	4 = muy importante o potencialmente importante.
2 = contribución importante (51-75%).	2 = presencia de especies vulnerables o en protección.	2 = buen ejemplo de este sistema a escala regional.	2 = útil o potencialmente útil.
1 = poca contribución (26-50%).	1 = presencia de especies raras.	1 = un ejemplo promedio de este sistema a escala regional.	1 = valor limitado.
0.5 = casi ninguna contribución (1-25%).	0.5 = indeterminadas.	0.5 = un ejemplo no destacado de este sistema a escala regional.	0.5 = escaso valor.

Evaluación de la singularidad biológica. La singularidad biológica es considerada un criterio básico para la evaluación de la biodiversidad, la cual permite definir niveles de prioridad para la conservación (Olson et al., 1998). Esta evaluación se basó en el atributo

de rareza, el cual es un rasgo representativo de un elenco selecto de fauna indispensable para su conservación. Primeramente, se concentró una lista de especies registradas en las tres AMPs con estatus de conservación o que son endémicas de la región del Pacífico de México. Para la evaluación se realizó un análisis de clasificación de las AMPs utilizando el índice de similitud de Jaccard (Magurran, 2004), el cual sólo considera la presencia o ausencia de las especies. Un valor de 100% representa dos áreas con una composición idéntica, mientras que 0% corresponde a dos áreas totalmente disimiles en su composición de especies. Este análisis se realizó con el paquete estadístico PRIMER v6. Siguiendo la propuesta de Sáenz-Chávez (2003) los valores porcentuales obtenidos por la similitud de las AMPs fueron traducidas en expresiones verbales para indicar el nivel de similitud mediante equivalencias que definen los campos de similitud y la singularidad biológica (Cuadro 3.3).

Cuadro 3.3. Valores porcentuales, campos de similitud y campos de singularidad biológica.

Rango de valores de similitud (%)	Campos de Similitud	Campos de singularidad biológica
0 – 25	Baja	Muy Alta
26 – 50	Media	Alta
51 – 75	Alta	Media
76 – 100	Muy Alta	Baja

Resultados

Técnica sintética de diagnóstico ambiental. Los puntajes promedios de las tres AMPs variaron de entre 1.75 y 3. El Parque Nacional Isla Isabel obtuvo el máximo valor promedio lo que sugiere una importancia alta dentro del sistema de islas del PCM. Por otro lado, tanto el Parque Nacional Islas Marietas como el Santuario Islas de Bahía Chamela obtuvieron una importancia media (Cuadro 3.4).

Cuadro 3.4. Valores resultantes de la evaluación mediante la técnica sintética de diagnóstico ambiental para las AMPs del estudio.

ANPs	Atributos				Promedio	Importancia
	Contribución al macrosistema	Rareza	Calidad	Valor como herramienta		
PN Isla Isabel	2	2	4	4	3	Alta
PN Islas Marietas	2	2	1	4	2.25	Media
S Islas de Bahía Chamela	2	2	2	2	2	Media

Desglose cualitativo de los atributos para cada AMP. La justificación de los valores otorgados en cada uno de los atributos son desarrollados a continuación.

1) *Contribución al macrosistema:* Se han registrado un total de 239 especies de peces en las tres AMPs. En el Parque Nacional Isla Isabel se han registrado 172 especies de peces (72% del total para las tres AMPs). En el Parque Nacional Islas Marietas la diversidad de peces registrada hasta la fecha es de 133 especies (56%). Por último, en el Santuario de Islas de Bahía Chamela se han registrado 131 especies de peces (55%).

2) *Rareza:* En Isla Isabel se han registrado 11 especies endémicas del Pacífico Mexicano (*Acanthemblemaria crockeri*, *A. macrospilus*, *Crocodilichthys gracilis*, *Enneanectes* sp., *Malacoctenus hubbsi*, *M. zaca*, *Mycteroperca rosacea*, *Opistognathus rosenblatti*, *Starksia spinipenis*, *Stegastes rectifraenum*, *Urobatis maculatus*) (Roberston y Allen, 2006), y dos especies con categoría de sujetas a protección especial (*Holacanthus passer*, *Pomacanthus zonipectus*) según la NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001); además, seis especies bajo preocupación menor (*Alphestes immaculatus*, *Cephalopholis panamensis*, *Epinephelus analogus*, *E. labriformis*, *Paranthias colonus*, *Urobatis halleri*) y una como vulnerable (*Diplobatis ommata*) según la IUCN (2009).

En las Islas Marietas se han registrado 10 especies endémicas del Pacífico Mexicano (*Acanthemblemaria macrospilus*, *Axoclinus nigricaudus*, *A. storeyae*, *Malacoctenus hubbsi*, *M. zaca*, *Mycteroperca rosacea*, *Opistognathus rosenblatti*, *Stegastes leucorus*, *S. rectifraenum*, *Urobatis concentricus*) (Robertson y Allen, 2006),

cuatro especies sujetas a protección especial (*Chromis limbaughi*, *Hippocampus ingens*, *Holacanthus passer*, *Pomacanthus zonipectus*) según la NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001). Además, seis especies bajo preocupación menor (*Alphestes immaculatus*, *Cephalopholis panamensis*, *Ephinephelus analogus*, *E. labriformis*, *Paranthias colonus*, *Urobatis halleri*) según la IUCN (2009).

En las Islas de Bahía Chamela se han registrado cinco especies endémicas del Pacífico Mexicano (*Acanthemblemaria macrospilus*, *Enneanectes* sp., *Stegastes leucorus*, *S. rectifraenum*, *Urobatis concentricus*) (Robertson y Allen, 2006), dos especies sujetas a protección especial (*Holacanthus passer*, *Pomacanthus zonipectus*) según la NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001), y seis especies bajo preocupación menor (*Alphestes immaculatus*, *Cephalopholis panamensis*, *Dermatolepis dermatolepis*, *Ephinephelus labriformis*, *Paranthias colonus*, *Urobatis halleri*) según la IUCN (2009).

3) *Calidad*: Parque Nacional Isla Isabel: El principal problema ambiental que podría estar causando un deterioro del ambiente marino es la actividad pesquera, que se lleva a cabo mediante artes de pesca tradicionales (palangres y redes) y la captura de camarón con redes de arrastre (Pérez-Jiménez, 2001). Estas prácticas de captura no selectivas, repercuten en la extracción de organismos juveniles y otras tantas especies de peces que no son objetivo de la pesca (Acal y Arias, 1990).

Parque Nacional Islas Marietas: Existen alrededor de 70 embarcaciones pertenecientes a sociedades de pescadores y permisionarios que realizan actividades de pesca en las inmediaciones de las Islas Marietas. La pesca se ha desarrollado sin ninguna regulación, por lo que es común la utilización de artes no permitidas como redes con luz de malla pequeña, que ocasionan la captura de juveniles que no alcanzan tallas comerciales y que no llegan a reproducirse (CONANP, 2007). Además de las capturas comerciales, se capturan especies de ornato, para lo cual no se lleva un registro de los volúmenes y las especies capturadas. En el aspecto turístico se desarrollan actividades subacuáticas como buceo libre y autónomo, paseos en lancha y pesca deportiva, con la mínima vigilancia y regulación. Debido a la enorme cantidad de visitantes la vigilancia resulta deficiente por

parte de las autoridades (CONANP, 2007). Otro aspecto importante es la contaminación generada tanto por los turistas como por los operadores turísticos; entre los principales contaminantes se encuentran los líquidos residuales, aceites bronceadores y combustibles de los motores de las embarcaciones (Cano-Sánchez, 2004).

Santuario Islas de Bahía Chamela: En el santuario se realizan actividades de pesca artesanal orientadas principalmente al comercio local. Las artes de pesca más utilizadas en el área de influencia del Santuario son: trasmallos, redes agalleras, palangres, atarrayas y chinchorros playeros y comerciales; además es común el buceo libre y con compresor para las capturas con arpón. Las capturas están dirigidas principalmente a especies de la familia Lutjanidae, siendo *Lutjanus peru* y *L. guttatus* los más abundantes (CONANP, 2008). El turismo en las islas es reducido, pero no se tiene una vigilancia sobre las actividades que realizan los visitantes en las islas. Los mismos pescadores ofrecen el servicio de transporte a turistas como una actividad complementaria. No se ha dado un desarrollo importante en el santuario debido principalmente a la falta de agua, infraestructura y servicios en las islas. Se realiza de manera clandestina una modificación del ambiente por la extracción de canto rodado para su posterior venta (Galván-Villa, obs. pers.).

4) *Valor como herramienta:* Parque Nacional Isla Isabel: Posee un alto potencial para la conservación de sus valores naturales, el desarrollo de actividades turísticas como el buceo y para implementar estrategias de educación ambiental mediante visitas guiadas para la observación de vida silvestre y su belleza escénica. Además, el desarrollo de actividades científicas que permitan obtener conocimientos sobre el funcionamiento de los ecosistemas marinos de la región (CONANP, 2005). Para el sector pesquero, la isla contribuye como refugio y base de operaciones para los pescadores de las comunidades costeras cercanas (San Blas y Boca de Camichín) del estado de Nayarit.

Parque Nacional Islas Marietas: Por su cercanía al centro turístico de Puerto Vallarta, Jalisco (uno de los principales de México), presenta un alto potencial para el desarrollo de actividades turísticas, recreativas y de educación ambiental, lo cual se ve reflejado en un alto ingreso de recursos económicos en toda la región (Rodríguez, 1994).

Presenta un alto potencial para realizar investigaciones científicas por su alta biodiversidad y variedad de hábitats.

Santuario de las Islas de Bahía Chamela: Sitio con potencial para la realización de actividades de investigación, recreación y educación ambiental, siempre y cuando sean compatibles con la naturaleza y las características del área.

Evaluación de la singularidad biológica. Se integró una lista con 27 especies incluidas en el atributo de rareza; 15 son endémicas (E) para la región del Pacífico Mexicano y las otras 12 se encuentran bajo alguna categoría de protección. Según la IUCN (2009) se tienen registradas siete especies bajo preocupación menor (LC) y una vulnerable (VU); y de acuerdo con la NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2001) cuatro especies se encuentran en la categoría de especies sujetas a protección especial (PR). Del total de especies, solo 15 (55%) coinciden en al menos dos de las tres AMPs y 12 (45%) son exclusivas de un área (Cuadro 3.5).

El resultado del análisis de clasificación con base al número de especies con categoría de conservación y endémicas mostró que las tres AMPs son muy similares (Figura 3.1). Los dos Parques Nacionales obtuvieron una similitud del 70%. Se encontraron 20 especies endémicas o con categorías de conservación en Isla Isabel e Islas Marietas. Las especies exclusivas para Isla Isabel fueron: *Crocodilichthys gracilis*, *Diplobatis ommata* y *Starksia spinipenis*; y para Islas Marietas: *Axoclinus nigricaudus*, *A. storeyae*, *Chromis limbaughi* e *Hippocampus ingens*. El Santuario Islas de Chamela tuvo una similitud de 66.66% con los dos Parques Nacionales, compartiendo 12 especies y solo una especie exclusiva: *Dermatolepis dermatolepis*.

Cuadro 3.5. Lista de especies de peces con estatus de conservación o endémicas, presentes en cada una de las AMPs. Categorías de estatus: E = Endémica, LC = Bajo preocupación menor, PR = Protección especial, VU = Vulnerable. AMPs: PNII = Parque Nacional Isla Isabel, PNIM = Parque Nacional Islas Marietas, SICH = Santuario de las Islas de Bahía Chamela. Referencias en superíndices: (1) Cupul-Magaña et al., 2000; (2) Pérez-Jiménez, 2001; (3) CONANP, 2005; (4) Solís-Gil y Jiménez-Quiroz, 2006; (5) Ríos-Jara et al., 2008b; (6) Cupul-Magaña, 2008; (7) Galván-Villa et al., 2010; (8) Galván-Villa, ver capítulo 2; (9) CONANP, 2008.

Especies	Estatus	PNII	PNIM	SICH
<i>Acanthemblemaria crockeri</i>	E	1 ³	0	0
<i>Acanthemblemaria macrospilus</i>	E	1 ^{5,7,8}	1 ^{1,8}	1 ⁸
<i>Alphestes immaculatus</i>	LC	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,8}	1 ⁸
<i>Axoclinus nigricaudus</i>	E	0	1 ¹	0
<i>Axoclinus storeyae</i>	E	0	1 ⁸	0
<i>Cephalopholis panamensis</i>	LC	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,4,8}	1 ⁸
<i>Chromis limbaughi</i>	PR	0	1 ¹	0
<i>Crocodilichthys gracilis</i>	E	1 ^{5,7,8}	0	0
<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	LC	0	0	1 ⁸
<i>Diplobatis ommata</i>	VU	1 ⁶	0	0
<i>Enneanectes</i> sp.	E	1 ^{5,7,8}	0	1 ⁸
<i>Ephinephelus analogus</i>	LC	1 ⁶	1 ⁴	0
<i>Ephinephelus labriformis</i>	LC	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,4,8}	1 ⁸
<i>Hippocampus ingens</i>	PR	0	1 ¹	0
<i>Holacanthus passer</i>	PR	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,4,8}	1 ⁸
<i>Malacoctenus hubbsi</i>	E	1 ^{5,7}	1 ¹	0
<i>Malacoctenus zacaе</i>	E	1 ^{5,7}	1 ¹	0
<i>Mycteroperca rosácea</i>	E	1 ^{5,6}	1 ⁸	0
<i>Opistognathus rosenblatti</i>	E	1 ^{5,7,8}	1 ¹	0
<i>Paranthias colonus</i>	LC	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,4,8}	1 ⁸
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	PR	1 ^{3,5,7,8}	1 ^{1,8}	1 ⁸
<i>Starksia spinipenis</i>	E	1 ^{5,7}	0	0
<i>Stegastes leucorus</i>	E	0	1 ⁸	1 ⁸
<i>Stegastes rectifraenum</i>	E	1 ^{3,5,6,7,8}	1 ^{1,4,8}	1 ⁸
<i>Urobatis concentricus</i>	E	0	1 ⁸	1 ⁸
<i>Urobatis halleri</i>	LC	1 ^{5,6,7,8}	1 ¹	1 ⁹
<i>Urobatis maculatus</i>	E	1 ^{2,3}	0	0
Total de especies		20	20	13

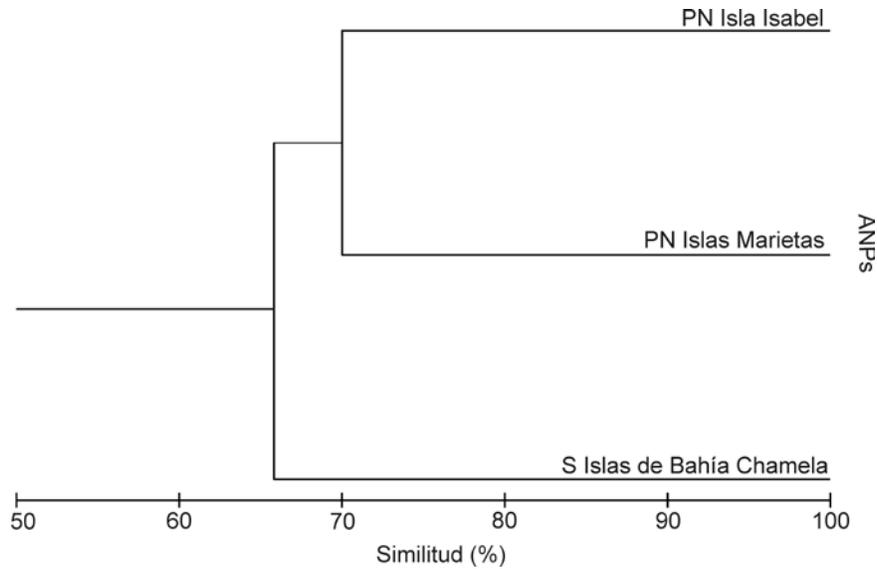


Figura 3.1. Análisis de clasificación basado en las especies con categorías de conservación y endémicas de las Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Central Mexicano.

Al convertir los valores porcentuales de similitud en valores de singularidad biológica resultó que las tres AMPs presentaron un nivel de singularidad media en función de las especies de peces que presentan cada una de ellas (Cuadro 3.6).

Cuadro 3.6. Nivel de singularidad biológica resultante para las Áreas Marinas Protegidas.

Sitios	Porcentaje de similitud	Campo de similitud	Nivel de singularidad biológica
PN Isla Isabel	70	Alta	Media
PN Islas Marietas	70	Alta	Media
S Islas de Bahía Chamela	66.66	Alta	Media

Discusión

La diversidad de peces registrada en las tres AMPs consideradas en el presente estudio representó el 64% de la diversidad total de peces del Pacífico Central Mexicano, la cual se estima en 373 especies (Castro-Aguirre et al., 2006). Este porcentaje corrobora la importancia de los peces para ser considerados como un grupo indicador de la biodiversidad en ambientes marinos (Pearson, 1994; Pullin et al., 2004). Los peces arrecifales han sido reconocidos también como uno de los principales grupos taxonómicos marinos en los que se han enfocado muchos estudios ecológicos, poblacionales y hasta económicos utilizados para el diseño de estrategias de conservación (e.g. Shumway, 1999),

la selección de sitios candidatos a ser declarados como AMPs (Glandstone y Alexander, 2005), y como punto de referencia en el monitoreo de AMPs para determinar la eficiencia de las mismas (Gerber et al., 2005).

Una de las aportaciones importantes del presente estudio fue lograr integrar una técnica de diagnóstico ambiental con la utilizando un grupo indicador que permitiera determinar la importancia de varias AMPs dentro de un sistema regional de gran interés para su conservación (Islas del Pacífico Central Mexicano). Además, este estudio es el primero donde se utiliza solo a las especies de peces en alguna categoría de protección de acuerdo a la legislación mexicana e internacional y a las especies endémicas como grupo indicador de la singularidad de las AMPs. A pesar de las muchas técnicas de diagnóstico ambiental que se están utilizando en la actualidad como herramientas en las evaluaciones ambientales de las zonas costeras, varios trabajos han reconocido la utilidad de la técnica sintética de diagnóstico ambiental (Leyva-Aguilera et al., 1997; Bravo, 1998; Bodadilla, 2000; Ortiz, 2000). Resulta relevante que esta técnica permita realizar un inventario de los rasgos importantes de cada AMP y definir la importancia de cada una de estas mediante expresiones numéricas (Sáenz-Chávez, 2003).

Atendiendo a las preguntas de los atributos utilizados en la técnica sintética de diagnóstico ambiental, se puede comentar en el caso de la primera pregunta: ¿Qué impacto causaría al sistema regional con ecosistemas similares si una de estas AMPs desapareciera?, que las tres AMPs poseen un valor de riqueza similar con un aporte de especies importante entre cada una, si una de estas desapareciera implicaría la pérdida de varias especies de peces en la región. Además, podría provocar que las áreas restantes llegaran al límite de su capacidad de carga (del Monte-Luna et al., 2004), aumentando la competencia y depredación entre las especies, los cuales son factores determinísticos de la diversidad (Krebs, 2001). En el caso de la pregunta: ¿Existen en estas AMPs especies de peces con algún estatus de conservación designado por alguna agencia nacional o internacional?, encontramos que en las tres AMPs se han registrado especies con prioridad para su conservación reconocidas tanto por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y la Norma Oficial Mexicana de protección ambiental sobre especies

nativas de México de flora y fauna silvestres (NOM-059-ECOL-2001). Para la pregunta: ¿Qué tan bien conservadas están estas AMPs?, se debe considerar tanto el estado del ambiente marino como su afectación por las actividades humanas que se realizan en cada AMP. De acuerdo con esto, el Parque Nacional Isla Isabel mantiene en la actualidad el mejor estado de conservación, mientras que el Santuario de las Islas de Bahía de Chamela tiene un estado intermedio y el Parque Nacional Islas Marietas es el más deteriorado. Finalmente, respecto a la pregunta: ¿Las AMPs tienen valor actual o potencial de tipo económico, ecoturístico o educacional para influenciar las decisiones de conservación?, es evidente señalar que las tres AMPs presentan un potencial importante. En Isla Isabel, el valor actual es principalmente de tipo económico por las actividades de pesca y en las Islas Marietas de tipo ecoturístico por las actividades recreativas que ahí se desarrollan. Las Islas de Bahía Chamela tienen potencialmente valor turístico y económico aunque ambas actividades aun no se encuentran desarrolladas plenamente.

El valor de importancia alta obtenido para el Parque Nacional Isla Isabel y media para el Parque Nacional Islas Marietas y el Santuario Islas de Bahía Chamela, respalda su aporte significativo a la diversidad regional de peces y la importancia de la protección de las zonas marinas adyacentes a las islas. A la fecha, solo Isla Isabel no cuenta con protección mediante una declaratoria oficial de la zona marina (Ríos-Jara et al., 2008a). Esto ha originado condiciones adversas debido a la actividad pesquera que se realiza en la zona de influencia del parque, la cual se ha incrementado con el tiempo y, en consecuencia, también el número de pescadores en el campamento establecido en la isla (Cano-Sánchez, 2004). Esta situación ocasiona que la regulación del aprovechamiento de los recursos marinos sea cada vez más complicada. Particularmente en el caso de los peces de importancia comercial se ha dado un cambio en las principales capturas, ya que en años anteriores la pesca estaba dirigida a la captura de tiburones pero debido a su sobreexplotación en la actualidad se capturan las especies de escama como pargos (*Lutjanidae*) y meros (*Serranidae*) (Pérez-Jiménez et al., 2005).

En el Parque Nacional Islas Marietas, los problemas para la conservación de su biodiversidad están relacionados con el turismo. Las actividades turísticas que se

desarrollan con mayor intensidad son el buceo libre (snorkeling), buceo autónomo (SCUBA), paseos en lancha y kayak. Estas actividades ocasionan que exista un tránsito excesivo de embarcaciones en ciertos puntos de las islas, además de contaminación por residuos sólidos y líquidos, destrucción de estructuras coralinas por la actividad de los buzos y extracción de especies (CONANP, 2007). Entre estas actividades, el buceo ha llamado la atención debido a que existen evidencias del deterioro ambiental de los sistemas arrecifales causado por las actividades de los buzos durante las inmersiones (e.g. Barker y Roberts, 2004). En los últimos años se han desarrollado investigaciones en las Islas Marietas para evaluar los daños provocados por los buzos (Alonso-Domínguez, 2009), determinar la capacidad de carga del parque (Ramírez-Cordero, 2008) y establecer recomendaciones para la realización de esta actividad recreativa.

El Santuario Islas de Bahía Chamela es el AMP más cercana a la línea de costa y por lo tanto con mayor accesibilidad a pescadores y visitantes. El impacto a los ecosistemas marinos alrededor de las islas está vinculado principalmente a las actividades pesqueras y al turismo. A pesar de que no está permitida la actividad pesquera dentro de los límites del santuario (DOF, 2002), la mayoría de los pobladores de las zonas cercanas están organizados en cooperativas que realizan pesca de tipo artesanal principalmente con redes y buceo con compresor (Ríos-Jara et al., 2004). Por otro lado, actualmente el turismo no está plenamente desarrollado pero se considera que la Bahía Chamela tiene un gran potencial turístico, por lo que resulta de gran importancia contar con estrategias de manejo que sean compatibles con los objetivos del santuario y los planes de desarrollo que integren regulaciones para las actividades turísticas.

El otro aspecto considerado en el presente estudio fue la singularidad biológica (en algunos casos llamada singularidad ecológica), la cual resultó media para la tres AMPs. Esta singularidad generalmente es representada por las especies endémicas; y por lo tanto indica la fragilidad ecológica de un área donde pequeños cambios en las condiciones producen alteraciones rápidas y efectos muy adversos sobre las poblaciones naturales (Estarellas-Fernández, 1999). Sin embargo, en esta evaluación se incorporaron además las especies catalogadas en estatus de protección. Esto dio como resultado un elenco de

especies mejor representativo de la diversidad de peces de toda la región. Los resultados sugieren que los tres sistemas insulares aportan de manera similar a la diversidad de peces de toda la región y, por lo tanto, el deterioro de cualquiera de estas AMPs tendría repercusiones en todo el macrosistema.

La eficiencia de una AMP generalmente es evaluada por su capacidad para mantener una alta biodiversidad (Bohnsack y Ault, 1996) y la capacidad para la recuperación de los stocks pesqueros demostrados con datos de series de tiempo (Trexler y Travis, 2000). La diversidad de peces encontrada en estas AMPs demuestra que estos sistemas al parecer están funcionando eficientemente para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, es necesario realizar un monitoreo a largo plazo de los recursos pesqueros que se obtienen en las zonas aledañas a los límites de cada área protegida y vigilar que no se realicen extracciones de recursos marinos de las AMPs. Estudios en otras reservas marinas han concluido que estas requieren de entre 15 y 40 años para lograr una recuperación total de las poblaciones naturales de peces de arrecife (Russ y Alcalá, 2004), aunque no siempre la recuperación de los peces, en particular los de importancia económica, responde rápidamente a la disminución de la actividad pesquera en una AMP (McClanahan, 1997).

Al parecer el aislamiento del Parque Nacional Isla Isabel es uno de los factores más favorecedores para su conservación y, a pesar de no contar con un decreto oficial de protección de la zona marina adyacente, la constante vigilancia evita la sobreexplotación de los recursos y el deterioro de los ambientes naturales; esto contribuye a que la isla mantenga una alta diversidad de especies de peces. De igual forma, los invertebrados marinos de la isla tienen una riqueza específica importante (Ríos-Jara et al., 2008a, 2008b) seguramente relacionada con el buen estado de conservación de estos ecosistemas debido a su aislamiento y la vigilancia en el parque. Una estrategia que ayudaría a conservar la biodiversidad residente de las islas del PCM es establecer una red de islas protegidas (Halpern y Warner, 2003), esto permitirá que las poblaciones de peces puedan interactuar mediante la dispersión y el flujo de biomasa entre las AMPs, además de otros beneficios para actividades humanas como el ecoturismo.

CONCLUSIONES

- Las escalas espaciales más importantes para preservar la diversidad de peces de arrecife en las islas costeras del Pacífico Central Mexicano fueron: muestras (transectos) y Área Marina Protegida; en las cuales se presentaron los porcentajes más altos de contribución a la diversidad total de la región.
- En la Isla Isabel la especie más importante por su abundancia fue *Thalassoma lucasanum* y por su biomasa *Prionurus punctatus*. En las Islas Marietas y en las Islas de Bahía Chamela la especie más importante por su abundancia fue *Halichoeres dispilus* y por su biomasa *Ephinephelus labriformis*.
- La estructura de los ensamblajes de peces de las tres Áreas Marinas Protegidas presentó alta similitud en las especies dominantes. Sin embargo, debido al gran número de especies raras que se encontraron en cada una, los valores de abundancia y biomasa presentaron diferencias significativas.
- La Isla Isabel obtuvo la mayor riqueza de especies y biomasa, con una gran cantidad de especies de tallas medianas a grandes. Por otro lado, Islas Marietas e Islas de Bahía Chamela, que se encuentran más cercanas a la línea de costa, presentaron menor riqueza y biomasa pero mayor abundancia de peces. Además, en las islas más cercanas a la línea de costa encontramos peces de tallas menores, lo que puede ser un efecto por la presión ejercida por las actividades de pesca y turismo que se realizan en estas zonas más accesibles.
- Mediante el uso de la técnica sintética de diagnóstico ambiental y la singularidad ecológica se determinó que el Parque Nacional Isla Isabel posee un nivel de importancia alto para la conservación de la diversidad de peces arrecifales de la región. Por otro lado, el Parque Nacional Islas Marietas y el Santuario obtuvieron un nivel de importancia medio.

- La utilización de técnicas de diagnóstico ambiental permitió determinar el nivel de importancia de las tres Áreas Marinas Protegidas en la conservación de la diversidad de peces arrecifales y se comprobó su eficiencia para determinar sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad.
- Este trabajo aporta elementos importantes para sustentar la importancia de la incorporación de la parte marina del Parque Nacional Isla Isabel al decreto oficial de protección e información que puede ser incorporada a los planes de manejo de la zona marina adyacente al Parque Nacional Islas Marietas y el Santuario de las Islas de Bahía Chamela.
- Finalmente, una estrategia que ayudaría a conservar la biodiversidad residente de las islas del Pacífico Central Mexicano es establecer una red de islas protegidas, que permita a las poblaciones de peces interactuar mediante su libre dispersión y permita el flujo de biomasa entre las Áreas Marinas Protegidas, además de ofrecer otros beneficios para realizar actividades humanas como el ecoturismo.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza O, Balart E (2001) Community structure of reef fish in several habitats of rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology* 22: 283-305.
- Acal DE, Arias A (1990) Evaluación de los recursos demerso-pelágicos vulnerables a redes de arrastre de fondo en el sur del Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 16(3): 93-129.
- Agardy MT (1994) Advances in marine conservation, the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 267-270.
- Allen GR, Robertson DR (1992) Deux nouvelles espèces de Girelles (Labridae: Halichoeres) du Pacifique oriental tropical. *Revue française Aquariologie* 47-52.
- Almany GR, Connolly SR, Heath DD, Hogan JD, Jones GP, McCook LJ, Mills M, Pressey RL, Williamson DH (2009) Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs* 28(2): 339-351.
- Alonso-Domínguez A (2009) Comportamiento de buzos en dos áreas naturales protegidas de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit: Islas Marietas y Los Arcos. Tesis de Licenciatura, Universidad de Guadalajara, México. 68 pp.
- Álvarez-Filip L, Reyes-Bonilla H, Calderon-Aguilera LE (2006) Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology* 27: 253-262.
- Anderson DW, Mendoza JE, Keith JO (1976) Seabirds in the Gulf of California: a vulnerable, international resource. *Natural Resources* 16(4): 483-505.
- Anderson RO, Neumann RM (1996) Length, weight, and associated structural índices. In: Murphy BR, Willis DW (eds.). *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, pp. 447-482.
- Andrade M, Morales G, Hernández A (1999) Guía de Análisis de Impactos y sus fuentes en Áreas Naturales. The Nature Conservancy. 44 pp.
- Andrew NL, Mapstone BD (1987) Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology* 25: 39-89.
- Anónimo (2007) Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Islas Marietas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 129 pp.

- Arias-González JE, Legendre P, Rodríguez-Zaragoza FA (2008) Scaling up beta diversity on Caribbean coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 28-36.
- Badan A (1997) La corriente costera de Costa Rica en el Pacífico mexicano. In: Lavín MF (ed.). *Contribuciones a la oceanografía física en México. Monografía 3, Unión Geofísica Mexicana, México*, pp. 141-171.
- Barker N, Roberts CM (2004) Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489.
- Bell JD, Craik GJS, Pollard DA, Russell BC (1985) Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4(1): 41-44.
- Bell SS, McCoy ED, Muschinsky HR (1991) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman & Hall, Londres*. 438 pp.
- Bellwood DR, Wainwright PC (2002) The history and biogeography of fishes on coral reefs. In: Sale PF (ed.). *Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, California, USA*, pp 5-32.
- Blamey LK, Branch GM (2008) Habitat diversity relative to wave action on rocky shores: implications for the selection of marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19(6): 645-657.
- Bobadilla E (2000) *Estrategias de planificación ambiental en la zona costera de Punta Cabras-Eréndira, B.C., México. Tesis de Maestría, Colegio de la Frontera Norte, México*. 105 pp.
- Bohnsack JA (1998) Applications of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23: 298-304.
- Bravo L (1998) *Disminución antropogénica de la capacidad de limpieza en un ecosistema costero: el caso de la Bahía del Tobari, Sonora. Tesis de Maestría, Universidad de Baja California, México*. 164 pp.
- Briggs JC (1974) *Marine zoogeography. McGraw-Hill Book Co. New York*. 461 pp.
- Brown JH, Lomolino MV (1998) *Biogeography. Sinauer, Massachusetts, USA*. 691 pp.
- Cabada-Huerta M (2005) *El Territorio Insular de México. Cámara de Diputados, LIX Legislatura, México*. 55 pp.

- Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Hughes TP, Jones GP, Menge BA (1996) Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. *Journal of Animal Ecology* 65: 414-428.
- Campos-Dávila L, Cruz-Escalona VH, Galván-Magaña F, Abitia-Cárdenas A, Gutiérrez-Sánchez FJ, Balart EF (2005) Fish assemblages in a gulf of California marine reserve. *Bulletin of Marine Science* 77(3): 347-362.
- Cano-Sánchez LE (2004) Ficha informativa de los humedales de Ramsar. Ramsar. 28 pp.
- Carr MH, Niegel JE, Estes JA, Andelman S, Warner RR, Largier JL (2003) Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications* 13(1): 90-107.
- Casas-Andréu G (1992) Anfibios y reptiles de las Islas Mariás y otras islas adyacentes a la costa de Nayarit, México. Aspectos sobre su biogeografía y conservación. *Anales del Instituto de Biología. UNAM. Serie Zoología* 63(1): 95-112.
- Castañeda BE (1988) Prospección ictiológica de isla Clarión, México. *Ser. Biol. Mar. Dir. Gral. Ocean. Naval, Secretaría de Marina*. 97-136.
- Castro-Aguirre JL, Balart EF (2002) La ictiofauna de las islas Revillagigedo y sus relaciones zoogeográficas, con comentarios acerca de su origen y evolución. In: Lozano-Vilano ML (ed.). *Libro Jubilar en Honor al Dr. Salvador Contreras Balderas*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, pp 153-170.
- Castro-Aguirre JL, González-Acosta AF, de la Cruz-Agüero J, Moncayo-Estrada R (2006) Ictiofauna marina-costera del Pacífico central mexicano: análisis preliminar de su riqueza y relaciones biogeográficas. In: Jiménez-Quiroz MC, Espino-Barr E (eds.). *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*. SAGARPA, México, pp. 149-165.
- Chao A (1984) Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao A (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Choat JH, Bellwood DR (1991) Reef fish: their ecology and evolution. In: Sale PF (ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, pp. 39-66.

- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke KR, Gorley RN (2006) Primer v6: user manual/tutorial. Primer-E Ltd. Plymouth, United Kingdom. 193 pp.
- Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E Ltd. Plymouth, United Kingdom. 203 pp.
- Colwell RK (2006) EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- CONABIO (2008) Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 620 pp.
- CONANP (2005) Programa de conservación y manejo del Parque Nacional Isla Isabel. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 164 pp.
- CONANP (2007) Programa de conservación y manejo del Parque Nacional Islas Marietas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 129 pp.
- CONANP (2008) Programa de conservación y manejo del Santuario Islas de la Bahía de Chamela. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 149 pp.
- CONANP (2010) Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. SEMARNAT. México. On line: www.conanp.gob.mx
- Craig MT, Hastings PA, Pondella DJ, Robertson DR, Rosales-Casián JA (2006) Phylogeography of the flag cabrilla *Epinephelus labriformis* (Serranidae): implications for the biogeography of the Tropical Eastern Pacific and the early stages of speciation in a marine shore fish. *Journal of Biogeography* 33: 969-979.
- Crist TO, Veech JA, Gering JC, Summerville KS (2003) Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *American Naturalist* 162: 734-743.
- Cupul-Magaña AL (2008) Estructura ecológica y patrones de colonización en las comunidades coralinas y arrecifes de la región de Bahía de Banderas, costa sur e islas de Nayarit. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Nayarit, México. 128 pp.

- Cupul-Magaña AL, Aranda OS, Medina-Rosas P, Vizcaino V (2000) Comunidades Coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* 2(1): 15-22.
- Dalzell P, Adams TJH, Polunin NVC (1996) Coastal fisheries in the Pacific Islands. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 34: 395-531.
- Davis TJ, Blasco D, Carbonell M (1996) Manual de la convención Ramsar: una guía a la convención de los humedales de importancia internacional. Convención de Ramsar, Suiza. 211 pp.
- Deda P, Marín C, Mulongoy JK (2004) Island biodiversity: Sustaining life in vulnerable ecosystems. *International Journal on Island Affairs* 13(1/2): 1-126.
- Del Monte-Luna P, Brook BW, Zetina-Rejón MJ, Cruz-Escalona VH (2004) The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 13(6): 485-495.
- DeVries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 343-364.
- Diamond JM (1989) Overview of recent extinctions. In: Western D, Pearl MC (eds.). *Conservation for the twenty-first century*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 37-41.
- DOF (2002) Decreto por el que se declara área natural protegida con la categoría de santuario a las islas La Pajarera, Cocinas, Mamut, Colorada, San Pedro, San Agustín, San Andrés y Negrita, y los islotes Los Anegados, Novillas, Mosca y Submarino, situadas en la Bahía de Chamela. SEMARNAT. México. 5 pp.
- English S, Wilkinson C, Baker V (1997) Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 390 pp.
- Espinoza M, Sals E (2005) Estructura de las comunidades de peces de arrecife en las Islas Catalinas y Playa Ocotol, Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 53: 523-536.
- Estarellas-Fernández J (1999) Los valores naturales de la unidad ecológica de ses Salines d'Eivissa i Formentera. *Territoris* 2: 39-53.

- Fauth JE, Bernardo J, Camara M, Resetarits WJ, Van Buskirk J, McCollum SA (1996) Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist* 14(2): 282-286.
- Ferreira CEL, Goncalves JEA, Coutinho R (2001) Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes* 61: 353-369.
- Flather CH, Sieg CH (2007) Species rarity: definition, causes, and classification. In: Raphael MG, Molina R (eds.). *Conservation of rare or little known species: biological, social, and economic considerations*. Island Press, Washington, DC, pp 40-66.
- Fleishman E, Betrus CJ, Blair RB (2003) Effects of spatial scale and taxonomic group on partitioning of butterfly and bird diversity in the Great Basin, USA. *Landscape Ecology* 18: 675-685.
- Fournier E, Loreau M (2001) Respective roles of hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16: 17-32.
- Friendlander AM, Brown EK, Jokiel PL, Smith WR, Rogers KS (2003) Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs* 22: 291-305.
- Froese R, Pauly D (2007) FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2006).
- Fulton CJ, Bellwood DR (2004) Wave exposure, swimming performance, and the structure of tropical and temperate reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 429-437.
- Galván-Magaña F, Abitia-Cárdenas LA, Rodríguez-Romero, Pérez-España H, Chávez-Ramos H (1996) Lista sistemática de los peces de la isla Cerralvo, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 22(3): 295-311.
- Galván-Villa CM, Arreola-Robles JL, Ríos-Jara E, Rodríguez-Zaragoza FA (2010) Ensamblaje de peces arrecifales y su relación con el hábitat bentónico de la Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(2): 311-324.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42: 1-320.

- Gerber LR, Beger M, McCarthy MA, Possingham HP (2005) A theory for optimal monitoring of marine reserves. *Ecology Letters* 8: 829-837.
- Gering JC, Crist TO, Veech JA (2003) Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17(2): 488-499.
- Gillett R (2008) Tuna for Tomorrow? Some of the science behind an important fishery in the Pacific islands. A Report for RETA 6128: Alternative Negotiating Arrangements to Increase Fisheries Revenues in the Pacific.
- Gladstone W (2007) Requirements for marine protected areas to conserve the biodiversity of rocky reef fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 71-87.
- Gladstone W, Alexander T (2005) A test of the higher-taxon approach in the identification of candidate sites for marine reserves. *Biodiversity and Conservation* 14: 3151-3168.
- Gratwicke B, Speight MR (2005) The relationship between fish species richness, abundance, and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* 66: 650-667.
- Gust N, Choat JH, McCormick MI (2001) Spatial variability in reef fish distribution, abundance, size and biomass: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 214: 237-251.
- Halpern BS, Warner RR (2003) Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society B* 270: 1871-1878.
- Hastings PA (2000) Biogeography of the tropical Eastern Pacific: distribution and phylogeny of chaenopsid fishes. *Zoological Journal of the Linnean Society* 128: 319-335.
- Hill MO (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- Hobson ES (1968) Predatory behavior of some shore fishes in the Gulf of California, *Sport Fish and Wildlife, Research Report*, 73: 92.
- Hulbert SH (1971) The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.

- Hyrenbach KD, Forney KA, Dayton PK (2000) Marine protected areas and ocean basin management. *Aquatic Conservation* 10: 437-458.
- IUCN (2009) IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2009.1. www.iucnredlist.org. Revisado el 30 de octubre de 2009.
- Jennings S, Polunin NVC (1997) Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. *Coral Reefs* 16: 71-82.
- Jiménez-Valverde A, 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.
- Josefson AB (2009) Additive partitioning of estuarine benthic macroinvertebrate diversity across multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 396: 283-292.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Jost L (2007) Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88(10): 2427-2439.
- Karam-Quiñones C, Flores-Campaña LM (2008) Situación actual del régimen jurídico del territorio insular mexicano. In: Flores-Campaña (ed.). *Estudios de las Islas del Golfo de California*. Universidad Autónoma de Sinaloa, Gobierno del Estado de Sinaloa, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, pp. 229-238.
- Krebs CJ (2001) *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings, Addison Wesley Longman Inc., USA. 608 pp.
- Kulbicki M, Galzin R (2005) Biogeography of the coral reef fishes in the Pacific Ocean. The 1st International Symposium: Tropical Biodiversity Okinawa 2005 Asia-Pacific studies on coral reefs and islands. Okinawa, Japan.
- Lande R (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Lara-Lara JR, Arreola-Lizárraga JA, Calderón-Aguilera LE, Camacho-Ibar VF, de la Lanza-Espino G, Escofet-Giansone A, Espejel-Carbajal MI, Guzmán-Arroyo M, Ladah LB, López-Hernández M, Meling-López EA, Casasola-Barceló PM, Reyes-Bonilla H, Ríos-Jara E, Zertuche-González JA (2008) Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. In: *Capital Natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 109-134.

- Lawler JL, White D, Sifneos JC, Master LL (2003) Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17(3): 875-882.
- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR (2005) Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75:435-450.
- LGEEPA (1988) Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. México: Diario Oficial de la Federación. 28 de enero de 1988. Última reforma publicada en el DOF: 06-04-2010, México. 103 pp.
- Lipej L, Orlando-Bonaca M, Sisko M (2003) Coastal fish diversity in three marine protected Areas and one unprotected area in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic). *Marine Ecology* 24(4): 295-273.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13(1): 3-7.
- Luckhurst BE, Luckhurst K (1978) Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49: 317-323.
- Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. 255 pp.
- Matalas NC, Grossling BF (2002) *Habitat and environment of islands: primary and supplemental island sets*. U.S. Geological Survey professional paper; 1590. 112 pp.
- Marks KW, Klomp KD (2003) Fish biomass conversion equations. *Atoll Research Bulletin* 496: 625-628.
- McClanahan TR (1997) Primary succession of coral-reef algae: differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218: 77-102.
- Moncayo-Estrada R, Castro-Aguirre JL, De La Cruz-Agüero J (2000) Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de Banderas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 67-80.
- Neyra-González L, Durand-Smith L (1998) Biodiversidad. In: *La Diversidad Biológica de México: Estudio de País*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 61-102.

- Núñez-Lara E, Arias-González JE, Legendre P (2005). Spatial patterns of Yucatan reef fish communities: testing models using a multi-scale survey design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324:157-169.
- Olson D, Dinerstein E, Canevari P, Davidson I, Castro G, Morisset V, Abell R, Toledo E (1998) Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. Biodiversity Support Program, Washington. 61 pp.
- Ortíz-Lozano LD (2006) Análisis crítico de las zonas de regulación y planeación en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Baja California, México. 187 pp.
- Ortíz-Pérez M (1992) El litoral y el mar adyacente. In: Enciclopedia Temática de Jalisco, Tomo I (Geografía). Ed. Gobierno del Estado de Jalisco, pp. 71-85.
- Ortíz-Váldez L (1994) El régimen jurídico de las islas mexicanas: importancia y problemática. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 591 pp.
- Pearson DL (1994) Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 345(1311): 75-79.
- Pérez-España H, Galván-Magaña F, Abitia-Cárdenas LA (1996) Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del suroeste del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 22(3): 273-294.
- Pérez-Jiménez JC (2001) Análisis de la pesquería artesanal de tiburones y rayas de Isla Isabel, Nayarit, México. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. 75 pp.
- Pérez-Jiménez JC, Sosa-Nishizaki O, Furlong-Estrada E, Corro-Espinosa D, Venegas-Herrera A, Barragán-Cuencas OV (2005) Artisanal Shark Fishery at “Tres Marias” Islands and Isabel Island in the Central Mexican Pacific. *Journal of Northwestern Atlantic Fishery Science* 35: 333-343.
- Polunin NVC (2002) Marine protected areas, fish and fisheries. In: Hart PJB, Reynolds JD (eds.). *Handbook of Fish and Fisheries*. Blackwell Science, London, pp. 293-318.
- Polunin NVC, Roberts CM (1993) Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100: 167-176.

- Pullin AS, Knight TM, Stone DA, Charman K (2004) Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119: 245-252.
- Ramírez RM, Rodríguez CM (1990) Specific composition of the small scale fishery capture at Isla Cerralvo, BCS, Mexico. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 5: 137-141.
- Ramírez-Cordero CA (2008) Uso ecoturístico y capacidad de carga de buceo en las Islas Marietas y Los Arcos en Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. Tesis de Licenciatura, Universidad de Guadalajara, México. 94 pp.
- Ramírez-Gutiérrez M, Tapia-García M, Ramos-Santiago E, Ulloa R (2007) Fish community structure in San Agustín Bay, Huatulco, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* 80(4): 419-430.
- Rao CR (1995) A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Quæstiió* 19: 23-63.
- Rebón-Gallardo F (2000) Distribución, abundancia y conservación de la avifauna de las Islas Marietas, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Biología, serie zoología* 71(1): 59-88.
- Risk MJ (1972) Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin* 193: 1-6.
- Ríos-Jara E, Pérez-Peña M, Juárez-Carrillo E, López-Uriarte E (2001) Recursos pesqueros de la costa de Jalisco. Universidad de Guadalajara, México. 159 pp.
- Ríos-Jara E, Pérez-Peña M, Juárez-Carrillo E, López-Uriarte E, Esquibel-Hernández MA, Plascencia-Reyes EC (2004) La pesca artesanal en las costas de Jalisco y Colima. Universidad de Guadalajara. México. 100 pp.
- Ríos-Jara E, Pérez-Peña M, López-Uriarte E, Enciso-Padilla I, Robles-Jarero EG, Martínez-Zatarain A, Maciel-Fores R, Davidova V, Michel-Morfín E, López-Rivas CE (2003) Estudio previo justificativo para la declaratoria bajo régimen de protección de la zona marina adyacente al Parque Nacional Isla Isabel. Informe interno. WWF-Programa Golfo de California, Sonora, México. 154 pp.

- Ríos-Jara E, Galván-Villa CM, Solís-Marín FA (2008a) Equinodermos del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 131-141.
- Ríos-Jara E, López-Uriarte E, Pérez-Peña M, Enciso-Padilla I, Arreola-Robles JL, Hermosillo-González A, Galván-Villa CM (2008b) Listados taxonómicos de la biota marina del Parque Nacional Isla Isabel (invertebrados, peces y macroalgas). Universidad de Guadalajara. México. 194 pp.
- Robert CM, Polunin NVC (1991) Are marine reserves effect in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91.
- Roberts CM, McClean CJ, Veron JEN, Hawkins JP, Allen GR, McAllister DE, Mittermeier CG, Schueler FW, Spalding M, Wells F, Vynne C, Werner TB (2002) Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295: 1280–1284.
- Robertson DR (2001) Population maintenance among tropical reef fishes: Inferences from small-island endemics. *Ecology* 98(10): 5667-5670.
- Robertson DR, Allen GR (2006) Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: un sistema de información. Versión 2.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Robertson DR, Cramer KL (2009) Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 380: 1-17.
- Robertson DR, Sweatman HPA, Fletcher EA, Cleland MG (1976) Schooling as a mechanism of circumventing the territoriality of competitors. *Ecology* 57: 1208-1220.
- Rodríguez R (1994) Interacción entre la pesca y el turismo en Bahía de Banderas. *Estudios Jaliscienses* 16: 28-41.
- Rodríguez-Romero J, Muhlia-Melo AF, Galván-Magaña F, Gutiérrez-Sánchez FJ, Gracia-López V (2005) Fish assemblages around Espiritu Santo Island and Espiritu Santo Seamount in the lower Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 77(1): 33-50.
- Rodríguez-Zaragoza FA, Arias-González JE (2008) Additive diversity partitioning of reef fish across multiple spatial scales. *Caribbean Journal of Science* 44: 90-101.

- Rowley RJ (1994) Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 233-254.
- Russ GR, Alcala AC (1996) Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 132: 1-9.
- Russ GR, Alcala AC (2004) Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* 138: 622-627.
- Sáenz-Chávez MO (2003) Sitios Ramsar en el Perú: Aplicación de técnicas selectas de análisis eco-regional orientado a la gestión y manejo de áreas naturales protegidas. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California, México. 164 pp.
- Sale PF (1991) Reef fish communities: open non-equilibrium system. In: Sale PF (ed.). *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego, pp. 564-598.
- Sale PF (1998) Appropriate scales for studies of reef-fish ecology. *Australian Journal of Ecology* 23: 202-208.
- Sale PF (2004) Connectivity, recruitment variation, and the structure of reef fish communities. *Integrative and Comparative Biology* 44: 390-399.
- Sánchez-Pacheco JA, Tershy B, Aguilar JL (2000) Acciones de conservación de las islas de México. *Gaceta Ecológica* 56: 41-45.
- Sánchez-Villegas CA, Abitia-Cárdenas LA, Gutiérrez-Sánchez FJ, Galván-Magaña F (2009) Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 169-179.
- Sandin SA, Vermeij MJA, Hurlbert AH (2008) Island biogeography of Caribbean coral reef fish. *Global Ecology and Biogeography* 17: 770-777.
- SEMARNAT (2001) Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001 Protección Ambiental - Especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres - Categorías de Riesgo y Especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - lista de especies en riesgo. *Diario Oficial, México*. 153 pp.
- Shumway CA (1999) A neglected science: applying behavior to aquatic conservation. *Environmental Biology of Fishes* 55: 183-201.
- Solís-Gil C, Jiménez-Quiroz MC (2006) Estructura de la comunidad de peces de arrecife de Bahía de Banderas, México (1996). In: Jiménez-Quiroz MC, Espino-Barr E (eds.).

- Los Recursos Pesqueros y Acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán. SAGARPA, INP. México, pp. 166-173.
- Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdana ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana A, Lourie SA, Martin KD, McManus E, Molnar J, Recchia CA, Robertson J (2007) Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience* 57(7): 573-582.
- SPP-INEGI (1982) Geología de la republica mexicana, SPP-INEGI, México, DF.
- Steinbeck J, Ricketts EF (1941) Sea of Cortez, a leisurely journal of travel and research. Ed. Viking, Nueva York. 598 pp.
- Stendera SES, Johnson RK (2005) Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple scales. *Freshwater Biology* 50: 1360-1375.
- Summerville KS, Crist TO (2005) Temporal patterns of species accumulation in a survey of Lepidoptera in a beech-maple forest. *Biodiversity Conservation* 14: 3393-3406.
- Summerville KS, Metzler EH, Crist TO (2001) The diversity of Lepidoptera in Ohio forests at local and regional scales: how heterogeneous is the fauna? *Annals of the Entomological Society of America* 94: 583-591.
- ter Braak CJF, Smilauer P (2002) CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York. 500 pp.
- The Nature Conservancy (1999) Planificación para la conservación de sitios: un proceso para la conservación de sitios prioritarios. The Nature Conservancy. México. 129 pp.
- Thomson DA, Gilligan M (1983) The rocky-shore fishes. In: Case TJ, Cody ML, Ezcurra E (eds.). A new island biogeography in the Sea of Cortez. Oxford University Press, New York, pp. 154-176.
- Thomson DA, Findley LT, Kerstitch AN. Reef fishes of the Sea of Cortez. The University of Texas Press, USA. 353 pp.
- Thrush SF, Hewitt JE, Herman PMJ, Ysebaert T (2005) Multi-scale analysis of species-environment relationships. *Marine Ecology Progress Series* 302: 13-26.
- Trexler JC, Travis J (2000) Can marine protected areas restore and conserve stock attributes of reef fisheries? *Bulletin of Marine Sciences* 66: 853-873.

- Vales G, Rodríguez F, de La Maza R, Gómez M, Bretón C (2000) Áreas naturales protegidas de México. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP. México.
- Vargas-Márquez F (1984) Parques Nacionales de México y Reservas Equivalentes. Pasado, presente y futuro. Colección: Grandes Problemas Nacionales. Serie: Los Bosques de México. Instituto de Investigaciones Económicas. UNAM. 266 pp.
- Veech JA, Crist TO (2007a) Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology Biogeography* 16: 650-656.
- Veech JA, Crist TO (2007b) PARTITION: Software for the additive partitioning of species diversity. National Science Foundation, USA. 13 pp.
- Veech JA, Summerville KS, Crist TO, Gering JC (2002). The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99: 3-9.
- Veech JA, Crist TO, Gering JC, Summerville KS (2003) Intraspecific aggregation decreases local species diversity of arthropods. *Ecology* 84: 3376-3383.
- Villegas-Sánchez CA, Abitia-Cárdenas LA, Gutiérrez-Sánchez FJ, Galván-Magaña F (2009) Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 169-179.
- Wagner HH, Wildi O, Ewald KC (2000) Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15: 219-227.
- Walker BW (1960) The distribution and affinities of the marine fish fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology* 9(3): 123-133.
- Wantiez L, Thollot P, Kublicki M (1997) Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16: 215-224.
- Whittaker RH (1975) *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York. 162 pp.
- Whittaker RJ, Fernández-Palacios JM (2007) *Island Biogeography: Ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, New York, USA. 401 pp.
- WWF (2006) *Mejores prácticas de pesca en arrecifes coralinos. Guía para la colecta de información que apoye el manejo de pesquerías basado en ecosistemas*. WWF México/Centroamérica. 81 pp.
- Zvuloni A, van Woesik R, Loya Y (2010) Diversity partitioning of stony corals across multiple spatial scales around Zanzibar Island, Tanzania. *PloS ONE* 5(3): e9941.

ANEXOS

Anexo 1.1. Rareza de especies: únicas (U), duplicadas (D), singletons (S) y doubletons (O) en cinco islas del Pacífico Central Mexicano.

	Isla Isabel	Isla Redonda	Isla Larga	Isla Pajarera	Isla Cocinas	Total
<i>Acanthemblemaria macrospilus</i>				U, O	U	
<i>Acanthurus nigricans</i>			U, S			U, S
<i>Acanthurus xanthopterus</i>		D	D, O			
<i>Aetobatus narinari</i>	D, O	U, S		D, O	U, S	
<i>Alphestes immaculatus</i>	U, S					
<i>Aluterus scriptus</i>	D			U, S		
<i>Anisotremus interruptus</i>	U, O	U, S				D
<i>Apogon pacificus</i>		D	D			
<i>Apogon retrosella</i>	U, S	U, S			D	
<i>Arothron hispidus</i>	U, S					U, S
<i>Axoclinus carinalis</i>		U				U
<i>Balistes polylepis</i>				U, S	U, S	
<i>Calamus brachysomus</i>		U, O				U, O
<i>Cantherines dumerilii</i>			D			D
<i>Canthigaster punctatissima</i>				D, O		
<i>Caranx caballus</i>			D	U		
<i>Caranx sexfasciatus</i>				U, S		
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	D					D
<i>Chilomycterus reticulatus</i>				U, S		U, S
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>			D, O	D		
<i>Coryphopterus urospilus</i>		D, O			U, S	
<i>Dermatolepis dermatolepis</i>				U, S	D, O	
<i>Diodon hystrix</i>				D		
<i>Elacatinus puncticulatus</i>	U, S	U, S			D	
<i>Elops affinis</i>	U, S					U, S
<i>Fistularia commersonii</i>		U, S				
<i>Gerres cinereus</i>	U, S					U, S
<i>Gymnomuraena zebra</i>		U, S		D, O	D, O	
<i>Gymnothorax castaneus</i>		U, S				
<i>Haemulon sexfasciatum</i>		D	U	U, S	U, S	
<i>Haemulon steindachneri</i>	D					
<i>Halichoeres melanotis</i>				D, O	D	
<i>Hoplopagrus guntherii</i>		U, S				
<i>Iniistius pavo</i>		U, S				U, S
<i>Kyphosus analogus</i>			U			
<i>Kyphosus elegans</i>		U, S	D, O	U, S	U, O	
<i>Lutjanus argentiventris</i>			D		U, O	
<i>Lutjanus jordani</i>	U, S					U, S
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>		U, O		U, S		
<i>Lutjanus viridis</i>	U, S		U, S	D	D	
<i>Malacoctenus ebisui</i>					D	D
<i>Malacoctenus margaritae</i>	U, S					U, S
<i>Manta birostris</i>	U, S	U, S				D, O
<i>Microlepidotus brevipinnis</i>		U				
<i>Microspathodon bairdii</i>					U	
<i>Muraena lentiginosa</i>		U, O		D, O		
<i>Mycteroperca rosacea</i>			U, S			U, S
<i>Myrichthys tigrinus</i>		U, S				

<i>Myripristis leiognathus</i>	D, O	U, S	U			
<i>Narcine entemedor</i>			U, S			U, S
<i>Nematistius pectoralis</i>	U, S					U, S
<i>Nicholsina denticulata</i>		U	U, S		U, S	
<i>Novaculichthys taeniourus</i>					D	D
<i>Opistognathus rosenblatti</i>	U, S					U, S
<i>Ostracion meleagris</i>	D, O			D, O		
<i>Oxycirrhites typus</i>	U, S					U, S
<i>Paranthias colonus</i>			U		U	
<i>Pareques viola</i>			D, O	U, S		
<i>Plagiotremus azaleus</i>	D					
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	U, S		U, S	U, S	U, S	
<i>Pseudobalistes naufragium</i>				U, S	D, O	
<i>Remora remora</i>	U, O					U, O
<i>Rypticus bicolor</i>	U, S			U, S		D, O
<i>Rypticus nigripinnis</i>				U, O		U, O
<i>Scarus compressus</i>			U, S			
<i>Scarus ghoban</i>					U, S	
<i>Scarus perrico</i>		D		U		
<i>Scarus rubroviolaceus</i>			D			
<i>Scomberomorus sierra</i>	U, O					U, O
<i>Scorpaena mystes</i>	U, S	U, S		D, O	U, S	
<i>Seriola rivoliana</i>	U					U
<i>Serranus psittacinus</i>	D, O					
<i>Sphoeroides annulatus</i>					U, S	U, S
<i>Sphoeroides lobatus</i>					U, O	
<i>Stegastes leucorus</i>			U	U	U, S	
<i>Stegastes rectifraenum</i>	D			D		
<i>Synodus lacertinus</i>			U, O			
<i>Thalassoma grammaticum</i>	D				U, S	
<i>Trachinotus rhodopus</i>		U, S				
<i>Tylosurus pacificus</i>	U, S					U, S
<i>Urobatis concentricus</i>		D, O	U, S		U, S	
<i>Zanclus cornutus</i>			U, S	D	D	
<i>Zapteryx exasperata</i>	U, S					U, S

Anexo 2.1. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en la Isla Isabel obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio (\pm SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Thalassoma lucasanum</i>	38.25	4.69 (\pm 1.85)	9.55	9.55
<i>Stegastes flavilatus</i>	9.12	4.21 (\pm 4.21)	8.59	18.14
<i>Prionurus punctatus</i>	35.2	4.11 (\pm 1.75)	8.38	26.52
<i>Halichoeres dispilus</i>	20.58	3.82 (\pm 1.46)	7.79	34.31
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	9.33	3.38 (\pm 2.46)	6.89	41.2
<i>Abudefduf troschelii</i>	24.33	2.63 (\pm 1.13)	5.37	46.57
<i>Sufflamen verres</i>	1.95	2.19 (\pm 1.38)	4.47	51.03
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	3.41	1.95 (\pm 1.22)	3.97	55.01
<i>Chaetodon humeralis</i>	2.37	1.9 (\pm 1.2)	3.88	58.88
<i>Epinephelus labriformis</i>	2	1.86 (\pm 1.21)	3.8	62.68
<i>Holacanthus passer</i>	1.66	1.79 (\pm 1.24)	3.64	66.32
<i>Microspathodon dorsalis</i>	2.54	1.58 (\pm 0.94)	3.22	69.54
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	4.79	1.46 (\pm 0.75)	2.98	72.52
<i>Bodianus diplotaenia</i>	1.7	1.44 (\pm 0.95)	2.94	75.46
<i>Halichoeres nicholsi</i>	4.83	1.12 (\pm 0.6)	2.29	77.75
<i>Canthigaster punctatissima</i>	1.25	1.01 (\pm 0.67)	2.05	79.79
<i>Arothron meleagris</i>	0.79	0.95 (\pm 0.69)	1.94	81.73
<i>Lutjanus argentiventris</i>	6	0.92 (\pm 0.59)	1.87	83.6
<i>Scarus perrico</i>	2.66	0.88 (\pm 0.6)	1.8	85.39
<i>Chromis atrilobata</i>	14.95	0.86 (\pm 0.46)	1.75	87.14
<i>Fistularia commersonii</i>	0.83	0.67 (\pm 0.55)	1.36	88.5
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	5.58	0.56 (\pm 0.48)	1.13	89.63
<i>Halichoeres notospilus</i>	0.66	0.54 (\pm 0.49)	1.1	90.73

Anexo 2.2. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m²) de peces en la Isla Isabel obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Biomasa promedio	Similitud promedio (±SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Prionurus punctatus</i>	254.28	5.97 (±1.67)	13.82	13.82
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	38.35	3.64 (±1.78)	8.44	22.26
<i>Thalassoma lucasanum</i>	8.01	2.58 (±1.58)	5.97	28.24
<i>Sufflamen verres</i>	4.52	2.39 (±1.26)	5.53	33.77
<i>Epinephelus labriformis</i>	4.86	2.22 (±1.21)	5.15	38.91
<i>Stegastes flavilatus</i>	2.1	2.11 (±2.3)	4.89	43.8
<i>Holacanthus passer</i>	3.7	2.07 (±1.22)	4.79	48.59
<i>Halichoeres dispilus</i>	1.76	2.05 (±1.45)	4.76	53.35
<i>Microspathodon dorsalis</i>	18.37	1.97 (±0.9)	4.58	57.92
<i>Abudefduf troschelii</i>	8.93	1.82 (±1.15)	4.21	62.13
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	1.56	1.49 (±1.18)	3.45	65.58
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.79	1.44 (±1.17)	3.33	68.92
<i>Scarus perrico</i>	24.32	1.38 (±0.59)	3.19	72.1
<i>Bodianus diplotaenia</i>	1.57	1.08 (±0.86)	2.5	74.61
<i>Lutjanus argentiventris</i>	9.69	1.03 (±0.59)	2.39	77
<i>Arothron meleagris</i>	1.79	1 (±0.68)	2.32	79.32
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	1.96	0.96 (±0.7)	2.22	81.54
<i>Fistularia commersonii</i>	1.8	0.8 (±0.55)	1.86	83.4
<i>Halichoeres nicholsi</i>	1.03	0.71 (±0.58)	1.64	85.04
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	4.88	0.62 (±0.43)	1.44	86.48
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	12.15	0.6 (±0.47)	1.4	87.88
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	6.11	0.52 (±0.38)	1.22	89.09
<i>Haemulon maculicauda</i>	23.67	0.49 (±0.34)	1.14	90.23

Anexo 2.3. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en las Islas Marietas obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio (±SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Halichoeres dispilus</i>	59.87	7.46 (±1.89)	15.97	15.97
<i>Stegastes flavilatus</i>	6.18	5.2 (±2.44)	11.14	27.11
<i>Thalassoma lucasanum</i>	26.85	5.12 (±1.65)	10.97	38.08
<i>Epinephelus labriformis</i>	3.56	3.58 (±1.48)	7.67	45.75
<i>Chaetodon humeralis</i>	2.12	2.9 (±1.12)	6.2	51.95
<i>Sufflamen verres</i>	1.5	2.87 (±1.25)	6.15	58.09
<i>Chromis atrilobata</i>	210.66	2.8 (±0.6)	5.99	64.08
<i>Bodianus diplotaenia</i>	2.52	2 (±0.9)	4.29	68.37
<i>Halichoeres chierchiae</i>	2.85	1.88 (±0.75)	4.04	72.4
<i>Halichoeres notospilus</i>	2.06	1.36 (±0.57)	2.9	75.3
<i>Halichoeres nicholsi</i>	1.25	1.13 (±0.58)	2.41	77.71
<i>Microspathodon dorsalis</i>	1.91	1.1 (±0.55)	2.35	80.06
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	1.16	1.06 (±0.55)	2.26	82.32
<i>Holacanthus passer</i>	0.83	1 (±0.58)	2.15	84.47
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3.66	0.98 (±0.46)	2.09	86.57
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0.72	0.94 (±0.52)	2.01	88.58
<i>Stegastes rectifraenum</i>	1.29	0.81 (±0.44)	1.74	90.32

Anexo 2.4. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m²) de peces en las Islas Marietas obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Biomasa promedio	Similitud promedio (±SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Epinephelus labriformis</i>	15.76	6.04 (±1.36)	15.32	15.32
<i>Sufflamen verres</i>	13.24	4.37 (±1.15)	11.1	26.42
<i>Halichoeres dispilus</i>	0.49	3.07 (±1.86)	7.8	34.22
<i>Chaetodon humeralis</i>	1.97	3.05 (±1.08)	7.74	41.95
<i>Thalassoma lucasanum</i>	0.85	2.64 (±1.39)	6.7	48.65
<i>Stegastes flavilatus</i>	0.4	2.63 (±2.14)	6.66	55.32
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	15.53	1.92 (±0.51)	4.88	60.2
<i>Bodianus diplotaenia</i>	2.26	1.86 (±0.82)	4.71	64.91
<i>Microspathodon dorsalis</i>	10.97	1.64 (±0.51)	4.16	69.07
<i>Holacanthus passer</i>	6.92	1.53 (±0.57)	3.88	72.96
<i>Halichoeres chierchiae</i>	0.24	1.16 (±0.68)	2.95	75.91
<i>Chromis atrilobata</i>	5.39	1.05 (±0.56)	2.68	78.58
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	5.49	1.05 (±0.47)	2.66	81.24
<i>Halichoeres notospilus</i>	0.24	0.99 (±0.56)	2.51	83.75
<i>Prionurus punctatus</i>	27.21	0.94 (±0.33)	2.39	86.15
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0.74	0.77 (±0.52)	1.96	88.11
<i>Diodon holocanthus</i>	3.82	0.75 (±0.35)	1.9	90.01

Anexo 2.5. Especies con mayor contribución a la abundancia (no. individuos) de peces en las Islas de Bahía Chamela obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio (±SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Halichoeres dispilus</i>	20.87	6.81 (±2.94)	14.19	14.19
<i>Stegastes flavilatus</i>	12.04	6.22 (±2.86)	12.96	27.16
<i>Epinephelus labriformis</i>	2.41	3.63 (±1.68)	7.58	34.73
<i>Chaetodon humeralis</i>	3.47	3.52 (±1.45)	7.33	42.06
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	17.72	2.96 (±0.95)	6.17	48.23
<i>Microspathodon dorsalis</i>	3.22	2.65 (±1.21)	5.53	53.77
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3.02	2.34 (±0.98)	4.88	58.64
<i>Halichoeres nicholsi</i>	2.27	1.85 (±0.91)	3.86	62.5
<i>Thalassoma lucasanum</i>	10.60	1.84 (±0.73)	3.83	66.33
<i>Bodianus diplotaenia</i>	1.41	1.7 (±0.86)	3.54	69.87
<i>Diodon holocanthus</i>	2.20	1.44 (±0.67)	3	72.87
<i>Chromis atrilobata</i>	28.10	1.27 (±0.4)	2.64	75.51
<i>Haemulon maculicauda</i>	30.04	1.2 (±0.51)	2.49	78
<i>Holacanthus passer</i>	1.14	1.17 (±0.62)	2.44	80.44
<i>Sufflamen verres</i>	0.75	1.03 (±0.58)	2.16	82.6
<i>Halichoeres chierchiae</i>	2.04	0.97 (±0.55)	2.03	84.62
<i>Serranus psittacinus</i>	0.77	0.94 (±0.49)	1.96	86.58
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0.79	0.94 (±0.59)	1.96	88.54
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0.81	0.89 (±0.56)	1.85	90.39

Anexo 2.6. Especies con mayor contribución a la biomasa (g/m²) de peces en las Islas de Bahía Chamela obtenidas mediante el análisis SIMPER.

Especies	Biomasa promedio	Similitud promedio (±SD)	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
<i>Epinephelus labriformis</i>	2.41	5.25 (±1.61)	12.24	12.24
<i>Stegastes flavilatus</i>	12.04	3.98 (±2.18)	9.27	21.52
<i>Microspathodon dorsalis</i>	3.22	3.41 (±1.12)	7.94	29.46
<i>Halichoeres dispilus</i>	20.87	3.37 (±2.49)	7.84	37.3
<i>Chaetodon humeralis</i>	3.47	3.01 (±1.38)	7.02	44.32
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3.02	2.79 (±0.95)	6.49	50.81
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	17.72	2.28 (±0.93)	5.31	56.12
<i>Diodon holocanthus</i>	2.2	2.06 (±0.67)	4.79	60.91
<i>Bodianus diplotaenia</i>	1.41	1.95 (±0.83)	4.55	65.47
<i>Sufflamen verres</i>	0.75	1.49 (±0.56)	3.47	68.94
<i>Halichoeres nicholsi</i>	2.27	1.47 (±0.84)	3.42	72.36
<i>Holacanthus passer</i>	1.14	1.42 (±0.6)	3.32	75.67
<i>Haemulon maculicauda</i>	30.04	1.38 (±0.51)	3.22	78.89
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0.81	1.25 (±0.55)	2.9	81.8
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0.79	1.09 (±0.58)	2.55	84.34
<i>Thalassoma lucasanum</i>	10.6	0.64 (±0.64)	1.49	85.83
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	7	0.63 (±0.34)	1.48	87.3
<i>Halichoeres chierchiae</i>	2.04	0.58 (±0.53)	1.36	88.67
<i>Serranus psittacinus</i>	0.77	0.56 (±0.49)	1.29	89.96
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	0.52	0.52 (±0.41)	1.2	91.16