



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR
ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS DEL MAR
DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE BIOLOGÍA MARINA

TESIS

**“ANÁLISIS DE LOS MÉTODOS DE MONITOREO EMPLEADOS PARA EVALUAR
EL ESTADO DE LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS MARINAS EN EL
GOLFO DE CALIFORNIA”**

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

CON ORIENTACIÓN EN MANEJO SUSTENTABLE

PRESENTA:

BIOL. MAR. FRANCISCO JAVIER FERNÁNDEZ RIVERA MELO

DIRECTOR:

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

La Paz, Baja California Sur Abril 2015



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR
ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS DEL MAR
DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE BIOLOGÍA MARINA

TESIS

**“ANÁLISIS DE LOS MÉTODOS DE MONITOREO EMPLEADOS PARA EVALUAR
EL ESTADO DE LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS MARINAS EN EL
GOLFO DE CALIFORNIA”**

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

CON ORIENTACIÓN EN MANEJO SUSTENTABLE

PRESENTA:

BIOL. MAR. FRANCISCO JAVIER FERNÁNDEZ RIVERA MELO

DIRECTOR:

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

La Paz, Baja California Sur Abril 2015



BIOLOGÍA MARINA
CIMACO

Posgrado en Ciencias Marinas y
Costeras
PNPC

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR

Fecha: 19 de Enero de 2015

DR. ENRIQUE A. GÓMEZ GALLARDO UNZUETA
JEFE DEL DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE BIOLOGÍA MARINA
PRESENTE.

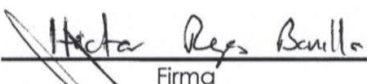


Los abajo firmantes, Miembros de la Comisión Revisora del trabajo de tesis completamente terminado, titulado:

"ANÁLISIS DE LOS MÉTODOS DE MONITOREO EMPLEADOS PARA EVALUAR EL ESTADO DE LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS MARINAS EN EL GOLFO DE CALIFORNIA"

que presentó: Biol. Mar. Francisco Javier Fernández Rivera Melo

Otorgamos nuestro voto **aprobatorio** y consideramos que dicho trabajo está listo para su **defensa**, a fin de obtener el **Grado de Maestro** en Ciencias Marinas y Costeras, con Orientación en Manejo Sustentable.

Comisión Revisora:

Dr. Héctor Reyes Bonilla	
Nombre del Director	Firma
Dr. Leandro Roberto Carmona Piña	
Nombre del Asesor	Firma
Dr. Jorge Torre Cosío	
Nombre del Asesor	Firma

c.c.p Expediente del alumno (CIMACO)

A mis Padres

Francisco Javier Fernández Aceves

María del Carmen Rivera Melo Hernández

A mi hijo

Eduardo Fernández Reza

A una persona especial (tu sabes;))

Agradecimientos

A los integrantes del comité Dr. Héctor Reyes Bonilla, Dr. Jorge Torre Cosio, Dr. Roberto Carmona Piña, Dr. Luis Hernández Moreno y al Dr. Alvin Suárez Castillo por haberme brindado su amistad y confianza, dirigido, orientado y ayudado durante el desarrollo de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de posgrado No. 274238.

A todos los que desembolsaron dinero para poder hacer esta tesis: Dr. Héctor Reyes, Dr. Luis Hernández, Sociedad Cooperativa Mujeres del Golfo, PRONATURA y RARE.

La información de este estudio fue generada con los proyectos SEMARNAT-CONACYT (FOSIA 108002), Monitoreo de arrecifes coralinos en el Parque Nacional Cabo Pulmo, B.C.S. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (PROMOBI) y Acidez del océano en zonas arrecifales del Pacífico mexicano: condiciones actuales y efectos sobre peces e invertebrados (CONACYT Ciencia Básica 183534)

A mi familia por el apoyo recibido estos casi tres años. Gracias Lalito, Moni, Pa, Ma, Ger y David.

A las personas que participaron en la toma de datos para esta tesis: María, Chunga, Violeta, Magda, Gina, Jenny, Nuria, Zayaz, Deneb, Nan y Cocho. Y a las personas que sin su apoyo estar en campo hubiera sido un caos: Rabano, Gaby, Christian Portillo, Camilo Cazares, Claudia Talamantes, Luis Castro, David Castro, Bryan Castro, Martin y Rogelio.

A los miembros del laboratorio de Sistemas Arrecifales, Gracias: Héctor, Sara, María, Violeta, Champ, Chunga, Magda, Vladimir, Caro, Dany (Porro), Ollin, Zayaz, Miss Pig (Adriana), Rebeca, Triana y Gaby. Esas sobremesas de los viernes fueron de lo mejor.

A todos mis amigos, compañeros y maestros con quienes conviví los últimos dos años, en especial a los tropicales por brindarme su apoyo y amistad incondicionalmente.

A los directores y personal de las diferentes Áreas Naturales Protegidas: Parque Nacional Zona Marina Archipiélago San Lorenzo, Parque Nacional Bahía de Loreto, Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo, Parque Nacional Cabo Pulmo y Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California.

Y por último a todos aquellos que no dejaron de apoyarme y creer en mí.

Resumen

Análisis de los métodos de monitoreo empelados para evaluar el estado de las áreas naturales protegidas marinas en el Golfo de California

El Golfo de California cuenta con una gran variedad de hábitats, los cuales son de gran importancia ecológica y como fuente de servicios ambientales. Algunos de estos sitios críticos del Golfo de California han sido decretados como Áreas Naturales Protegidas (ANP's). Para poder evaluar los efectos naturales (huracanes, cambio climático, migraciones, etc.) y antropogénicos en la flora y fauna dentro de las ANP's es necesario llevar a cabo un monitoreo biológico de las comunidades, mismo que proporcionará una serie de "fotografías" del estado en el que se encuentra el área. A la fecha no se cuenta con un protocolo de monitoreo de los arrecifes rocosos del Pacífico y Golfo de California que les dé un panorama regional sobre el estado de los ecosistemas dentro de las ANP's que cuentan con componente marino. El objetivo de este trabajo fue evaluar las diferentes metodologías de monitoreo submarino para peces e invertebrados utilizadas dentro de las ANP's del Golfo de California. Se realizaron transectos de banda de ocho diferentes áreas para la comunidad ictica y de invertebrados en cuatro ANP's del Golfo de California (Cabo Pulmo, Isla Espíritu Santo, Loreto y Bahía de los Ángeles). Con base en los datos de cada censo se determinaron diferentes indicadores ecológicos, ampliamente utilizados para describir la estructura comunitaria arrecifal (S , N , J' , H' , Δ^* y Δ^+). Los valores promedio de los diferentes indicadores se ingresaron al programa CurveExpert y se ajustaron con cinco modelos: Lineal, Potencial, Clench, Von Bertalanffy y generalizado de Von Bertalanffy. Los indicadores de S , H' y Δ^+ se ajustaron mejor a los modelos asintóticos de Clench y al generalizado de Von Bertalanffy tanto en peces como en invertebrados, mientras que el valor de equidad presento un mejor ajuste a los modelos lineal y potencial, además este valor disminuye conforme se aumenta el área muestreada. Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el área adecuada de monitoreo para los indicadores utilizados en este trabajo es de 100 m^2 para peces y de 60 m^2 para invertebrados. Un programa de monitoreo en el Golfo de California deberá tomar en cuenta los siguientes puntos: recursos (tiempo, dinero y experiencia), objetivos (taxonómicos, geográficos y selección de sitios) y el muestreo con su análisis (área del censos a utilizar e indicadores para evaluar el ANP).

Palabras clave: monitoreo, índices ecológicos, mar de cortes

Índice

Agradecimientos.....	i
Resumen	ii
Introducción.....	1
Antecedentes	3
Justificación.....	7
Objetivos particulares.....	8
Área de estudio	9
Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL)	9
Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL)	9
Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo (PNAES).....	9
Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP)	10
Trabajo en campo	12
Indicadores ecológicos	14
Modelos	17
Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)	21
Relación entre indicadores	23
Resultados	23
Indicadores	24
Modelos	28
Peces.....	28
Invertebrados.....	35
Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)	42
Relación entre indicadores.....	43
Discusión	45
Calcular el área adecuada para el monitoreo de peces e invertebrados en Áreas Naturales Protegidas.....	47
Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)	50

Lineamientos para un monitoreo submarino en las ANP's del Golfo de California y Pacifico Mexicano	55
Conclusiones.....	62
Literatura citada.....	63
Anexo I	76
Anexo II	81
Anexo III	85
Anexo IV.....	91
Anexo V.....	97
Anexo VI.....	103

Índice de figuras

Figura 1. Áreas de estudio en el Golfo de California.	11
Figura 2. Ilustración del censo de peces por transecto de banda.	13
Figura 3. Ilustración de los dos censos que se utilizaran para invertebrados.	14
Figura 4. Modelos de riqueza estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....	29
Figura 5. Modelos de abundancia estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....	30
Figura 6. Modelos de equidad estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....	31
Figura 7. Modelos de diversidad estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....	32
Figura 8. Modelos de distintividad taxonómica estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado...	33
Figura 9. Modelos de distictividad taxonómica estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado...	34
Figura 10. Modelos de riqueza estimado para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....	35
Figura 11. Modelos de abundancia estimados para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.	36

Figura 12. Modelos de equidad estimado para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.....37

Figura 13. Modelos de diversidad estimados para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.38

Figura 14 Modelos de distintividad taxonómica la línea negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas representan el error del modelo y los puntos el valor observado.....39

Figura 15 Modelos de distintividad taxonómica promedio la línea negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas representan el error del modelo y los puntos el valor observado.....40

Figura 16 Esquema para el monitoreo submarino en el Golfo de California.60

Índice de Tablas

Tabla I. Valor de los indicadores de peces para las diferentes áreas evaluadas en Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL), (PNBL), (PANES), (PNCP). Se muestran los valores promedio de riqueza (s), (n), (h) (Δ^*), ($\Delta+$) \pm error estándar.....	26
Tabla II. Valor de los indicadores de invertebrados para las diferentes áreas evaluadas en Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL), (PNBL), (PANES), (PNCP). Se muestran los valores promedio de riqueza (s), (n), (h) (Δ^*), ($\Delta+$) \pm error estándar.	27
Tabla III. Valor promedio de los indicadores de peces normalizados y del Indicador del Estado de Peces (IEP).....	43
Tabla IV. Valor promedio de indicadores de invertebrados normalizados y del Indicador del Estado de Invertebrados (IEI).....	43
Tabla V. Valor de los Indicadores de Estado de Peces e Invertebrados y el Indicador del Estado general de los Sitios (IEGS).....	43
Tabla VI. Resultado de correlación entre los diferentes indicadores de peces. $P < 0.05 = *$; $P < 0.005 = **$	44
Tabla VII. Resultado de correlación entre los diferentes indicadores de invertebrados. $P < 0.05 = *$; $P < 0.005 = **$	44

Introducción

El Golfo de California se caracteriza por su belleza y complejidad; más de 100 islas y rocas matizan su superficie y ambas costas experimentan surgencia de aguas frías y ricas en nutrientes (Lluch-Cota *et al.* 2007). En la parte central y del sur se encuentran cuencas muy profundas, y la parte norte experimenta algunas de las mareas más extremas en el mundo (Gutiérrez y González 1999; Lluch-Cota *et al.* 2007). Además el golfo cuenta con una gran variedad de hábitats, entre los que se encuentran fondos arenosos, fondos rocosos, mantos de rodolitos, bosques de sargazos, montañas submarinas, paredes, manglares y arrecifes coralinos (Sala *et al.* 2002; Reyes-Bonilla y López-Pérez 2009; Steller *et al.* 2009; Suarez-Castillo *et al.* 2013). Todas estas características favorecen la riqueza y diversidad de especies marinas que viven en la región (Roden y Emilsson 1980; Thomson *et al.* 2000; Lluch-Cota *et al.* 2007).

Debido a su importancia ecológica y como fuente de servicios ambientales, muchos de los sitios del Golfo de California han sido decretados como Áreas Naturales Protegidas (ANP's) (Anónimo 2000; Anónimo 2006). Estos instrumentos de manejo se crean con una gran variedad de propósitos, entre éstos podemos encontrar el proteger las especies y los hábitats críticos, conservar la biodiversidad, restaurar las reservas de pesquerías, administrar las actividades turísticas y restaurar zonas alteradas por las actividades del hombre (Pomeroy *et al.* 2006; DOF 2014).

Para poder evaluar el efecto de fenómenos naturales (huracanes, cambio climático, migraciones, etc.) y de las actividades antropogénicas (cambio climático y

aprovechamiento) sobre la flora y fauna dentro de las ANP's es necesario llevar a cabo un monitoreo biológico de las comunidades, mismo que proporcionará a lo largo del tiempo una serie de "fotografías" del estado de las áreas. El monitoreo se define como la recopilación y análisis de observaciones o mediciones de forma sistemática, para evaluar cambios sobre una o más especies a través del tiempo. El cuál además implica hacer conjeturas sobre las causas del cambio, los efectos ecológicos a largo plazo y en especial la documentación de la respuesta sobre una estrategia particular de manejo (Elzinga *et al.* 2001; Villaseñor-Gómez y Santana 2002). El monitoreo debe responder a los objetivos de manejo a través de las siguientes preguntas: ¿Qué se mide?, ¿Cómo se mide? y ¿Qué tan frecuente se mide? (Elzinga *et al.* 2001).

La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) está desarrollando el Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación (SIMEC), el cual tiene como objetivo establecer indicadores biológicos, geográficos, sociales y económicos que permitan analizar la efectividad e impacto de la aplicación de políticas públicas en las Regiones Prioritarias para la Conservación (CONANP 2010). Sin embargo, a la fecha la CONANP no cuenta con un protocolo de monitoreo de los arrecifes rocosos del Pacífico y Golfo de California que les dé un panorama regional sobre el estado de los ecosistemas dentro de las ANP's que cuentan con componente marino. Aun cuando no se cuenta con dicho protocolo, hay varios grupos de investigación en la región que realizan monitoreo con diferentes metodologías para obtener datos enfocados a resolver preguntas de investigación y no en el manejo (evaluar el estado de la ANP's).

La presente investigación representa una oportunidad para definir lineamientos de un protocolo de monitoreo de arrecifes rocosos uniforme dentro de las diferentes ANP's existentes o por crearse en el Pacífico y el Golfo de California.

Antecedentes

Los estudios realizados con monitoreo submarino en el mundo empezaron a principios de los años 70's y su máximo apogeo se ha dado en la última década (Jackson *et al.* 2012). Ejemplos de ello son los realizados por agencias de gobierno, organizaciones de la sociedad civil e instituciones académicas en arrecifes coralinos y rocosos en el Indo Pacífico, mar Caribe, la Gran Barrera de arrecife, el mar Mediterráneo, la costa del Pacífico de Estados Unidos y el Golfo de California (Hodgson y Liebler 2002; Chin 2008; Caldwell 2011; Fernández-Rivera Melo *et al.* 2012; Jackson *et al.* 2012; GBRMPA 2013). Agencias internacionales como Reef, Reef Check, SAM y PISCO han desarrollado monitoreos submarinos más conocidos cuyo objetivo es el manejo y conservación de los recursos marinos a nivel regional; para lo cual toman datos de abundancia, presencia, y tamaño de peces, invertebrados, condiciones del hábitat, además de la cobertura y enfermedades de corales (Carr *et al.* 2001; Almada *et al.* 2003; Hodgson *et al.* 2006; Shuman *et al.* 2011). Varias son las metodologías utilizadas para llevar a cabo el monitoreo de invertebrados y peces, entre las que podemos encontrar: transectos de banda, cuadrantes, censos estacionarios o de cilindro, censos por tiempo, censo por remolque, nado libre, video transectos y acústicos (Sale, 1997;

Caldwel 2011). Los protocolos de monitoreo de las diferentes agencias internacionales utilizan la misma metodología (transectos de banda), sin embargo tienen variaciones en el tamaño del área de observación.

En el Golfo de California los estudios de monitoreo empezaron en los años 90's y siguiendo la misma tendencia que a nivel mundial, su máximo apogeo se ha dado en la última década. Siendo en la actualidad seis grupos los que trabajan en el monitoreo de la comunidad de invertebrados y peces en el Golfo de California. Tres de los cuales pertenecen al área académica, dos forman parte de la sociedad civil y un último grupo formado a partir de un proyecto de colaboración participativa entre universidades de México y Estados Unidos, organizaciones de la sociedad civil (OSC) y pescadores de comunidades pesqueras del Golfo de California (Bahía de Kino y Bahía de los Ángeles).

En la parte académica el grupo formado por el Laboratorio de Fauna Arrecifal de la Universidad autónoma de Baja California Sur (UABCS) y el Centro para la Biodiversidad Marina y la Conservación A.C. (CMBC) del Instituto Oceanográfico SCRIPPS tienen un programa de monitoreo desde 1998 que abarca el área de Loreto hasta Los Cabos con un total de 49 sitios de monitoreo. Este grupo hace uso de transectos de banda de 50 m de largo por 5 m de ancho para determinar la composición de peces (250 m^2) y de transectos de 30 m de largo por 1 m de ancho (30 m^2) para la composición de invertebrados. En total realizan cuatro transectos de peces y seis transectos de invertebrados para cada sitio de monitoreo (Sánchez-Rodríguez *et al.* 2014). El Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR) ha llevado a cabo monitoreos en Loreto (seis sitios) y La Paz (seis sitios) desde 2006. La

metodología que utilizan son transectos de banda de 30 m de largo por 4 m de ancho para determinar la composición de peces (120 m^2) y de transectos de 30 m de largo por 1 m de ancho para la composición de invertebrados (30 m^2); para cada sitio en total se realizan entre tres y cinco transectos. El Laboratorio de Sistemas Arrecifales (LAVISA) de la UABCS realiza monitoreo en Cabo Pulmo desde 1987. La metodología para evaluar la comunidad íctica ha ido cambiando con el tiempo pasando de cilindros en los primeros años (10 y 5 m de diámetro) a transectos de banda a partir del 2007 (25 m de largo por 4 m de ancho; 100 m^2); mientras que para los invertebrados los censos se han realizado con el uso de transectos de 30 m de largo por 2 m de ancho (60 m^2). Este grupo evalúa 14 sitios en donde realiza 8 censos anuales tanto de peces como de invertebrados.

Por su parte, las organizaciones de la sociedad civil con la visión de promover la conservación de la biodiversidad marina, incluidas especies con valor comercial, a través de reservas marinas (zonas núcleo dentro de ÁNP's) como Comunidad y Biodiversidad A.C. (COBI), han realizado monitoreos de peces e invertebrados en el Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL) desde el año 2001 hasta 2011, mediante el uso de cilindros para evaluar la comunidad de peces (7.5 m de radio; 179 m^2) y de cuadrantes para invertebrados (5 m por 5 m; 25 m^2). En el año 2006 complementa el monitoreo haciendo uso de la técnica de transecto de banda (30 m por 2 m; 60 m^2) tanto para peces como para invertebrados (Fernandez-Rivera Melo *et al.* 2012). Este tipo de metodología la replicó COBI en el Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP) desde

el año 2007 hasta el 2011. Un total de entre 15 a 20 censos se realizaron por cada sitio de monitoreo (4 sitios en PNCP y 12 en PNBL).

La metodología establecida en el protocolo de monitoreo submarino diseñada por COBI fue tomada por la Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C. (Niparajá) para evaluar el Parque Nacional Archipiélago Isla Espíritu Santo desde el año 2005. El monitoreo se realiza en un total de 15 sitios: 5 arrecifes profundos y 10 someros. En los sitios someros se realizan 5 transectos de banda para peces, 5 transectos de banda para invertebrados y tres cilindros; mientras que para los arrecifes profundos se realiza el doble de censos. Tanto COBI como Niparajá tienen como objetivo el comparar áreas de uso pesquero con áreas de no pesca (Fernández *et al.* 2012).

Por último, el proyecto Pesquerías de pequeña escala en el Alto Golfo de California: construyendo puentes entre los procesos humanos y biofísicos (PANGAS), desarrolló un monitoreo submarino de peces e invertebrados en la región norte del Golfo de California en sitios localizados entre la Región de las Grandes Islas (28°N) hasta Puerto Peñasco (31°N) en los años 2007, 2010 y 2011. El monitoreo consistió en la realización de transectos de banda tanto para determinar la composición de invertebrados como de peces con una longitud de 30 m de largo por 2 m de ancho (60 m²). Para cada sitio, se realizó un total de 24 transectos para peces y 12 transectos para invertebrados. Durante el primer año de monitoreo (2007) se evaluaron 14 sitios (Hernández-Velasco 2010), para el año 2010 se monitorearon un total de 47 sitios (González-Cuellar 2012) y para el 2011 se evaluaron 40 sitios.

Justificación

La flora y la fauna marina son excelentes componentes de la biota para ser usados con fines de interpretación ecológica. La estructura de las comunidades nos ayuda a entender y evaluar el impacto de la naturaleza y las actividades humanas sobre el funcionamiento de un ecosistema (Otto *et al.* 2008). El monitoreo es una herramienta de manejo que permite tomar decisiones a corto, mediano y largo plazo para el uso adecuado de los recursos de una región (Elzinga *et al.* 2001).

A pesar de contar con datos de monitoreo de varios años y en distintas áreas del Pacífico y Golfo de California, los resultados no pueden ser comparados directamente, ya que las metodologías utilizadas tienen diferente área de muestreo. Por tal motivo no es posible evaluar de manera general el estado en el que se encuentran las diferentes ANP's en las que se han realizado monitoreos submarinos en el mediano y largo plazo. Por lo anterior, es necesario homologar la metodología para la toma de datos en campo y en los análisis de esta información, con el fin de generar monitoreos que puedan dar respuestas a preguntas específicas para el manejo de cada una de las ANP's, tanto a nivel de la estructura de la comunidad como de ciertas especies de interés, como las que se encuentran bajo alguna categoría de protección en la NOM-ECOL-059 (DOF 2010) o las de interés comercial (DOF 2012). El presente trabajo permitirá generar bases científicas para determinar cuáles podrían ser los mejores indicadores ecológicos cuando se requiere evaluar el estado de las comunidades presentes en la región, y las características adecuadas de diversos tipos de censo, para hacer más eficiente el esfuerzo que implica un monitoreo regional de las ANP's.

Objetivo general

Evaluar las diferentes metodologías de monitoreo submarino para peces e invertebrados utilizadas dentro de las áreas naturales protegidas del Golfo de California.

Objetivos particulares.

- 1) Calcular los valores de diversos indicadores ecológicos en áreas naturales protegidas con componente marino en el Golfo de California.
- 2) Calcular el área adecuada para el monitoreo de peces e invertebrados en diversas áreas naturales protegidas.
- 3) Determinar el estado general de los sitios y evaluar qué indicador o serie de indicadores podrían formar parte de un sistema eficiente y económico de monitoreo.
- 4) Discutir algunos lineamientos particulares sobre el establecimiento de un programa de monitoreo en las Áreas Naturales Protegidas dentro del Golfo de California.

Área de estudio

El estudio se realizó en cuatro Áreas Naturales Protegidas dentro del Golfo de California, a saber:

Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL)

El Archipiélago de San Lorenzo se localiza en la región de las Grandes Islas del Golfo de California. Fue decretado como ANP en 2005 y tiene una extensión de 58,442 ha (Anónimo 2000). El parque se ubica entre los 28° 56' y 28° 33' latitud norte y 112° 38' y 113° 04' longitud oeste, y está conformado por ocho islotes e islas: Salsipuedes, San Lorenzo, Las Ánimas, Rasa, Partida, El Partido, El Rasito y Cardonosa (Figura 1).

Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL)

Loreto se encuentra en la parte central del Golfo de California en la costa de Baja California Sur. Fue decretado como ANP en 1996, y es hasta el momento el área marina protegida más grande del Golfo de California, con 206,581 ha (Anónimo, 2000). El parque se ubica entre los 25° 35' y 26° 07' latitud norte y 110° 45' 00" y 111° 21' 08.67" longitud oeste, y está conformado por cinco islas: Coronado, Carmen, Danzante, Montserrat y Catalana y la costa peninsular adyacente (Anónimo 2000; Figura 1).

Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo (PNAES)

El Complejo Insular del Espíritu Santo se localiza en el Golfo de California entre los 24° 24' y los 24° 36' latitud norte y los 110° 18' y los 110° 27' de longitud oeste, frente a las costas del Estado de Baja California Sur y constituye parte del límite oriental de Bahía

de La Paz. La superficie del Parque Nacional Espíritu Santo consta de 58,660 ha, e incluye dos poligonales. La primera, alrededor de las islas Espíritu Santo y la Partida que tiene una superficie de 57,750 ha, y la segunda poligonal que se encuentra sobre El Bajo de Espíritu Santo tiene una superficie de 909 ha (CONANP 2006; Figura 1).

Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP)

El arrecife coralino de Cabo Pulmo está conformado por franjas de coral que se extienden hasta los 15 metros de profundidad, y se orientan en dirección noreste-suroeste (Saldívar-Lucio y Reyes-Bonilla 2011). El arrecife se encuentra dentro del Parque Nacional Cabo Pulmo, cuya superficie es de 7,111 ha, de las que el 99% pertenecen a la porción marina y el 1% restante es la zona federal marítimo terrestre que lo delimita en la costa (Anónimo 2006). Cabo Pulmo se encuentra dentro del municipio de Los Cabos, B.C.S., entre los 23° 22´ y los 23° 30´ de latitud norte y los 109° 28´ 03” y los 109° 28´ 00” de longitud oeste, en la costa del Mar de Cortés (Anónimo 2006; Figura 1).

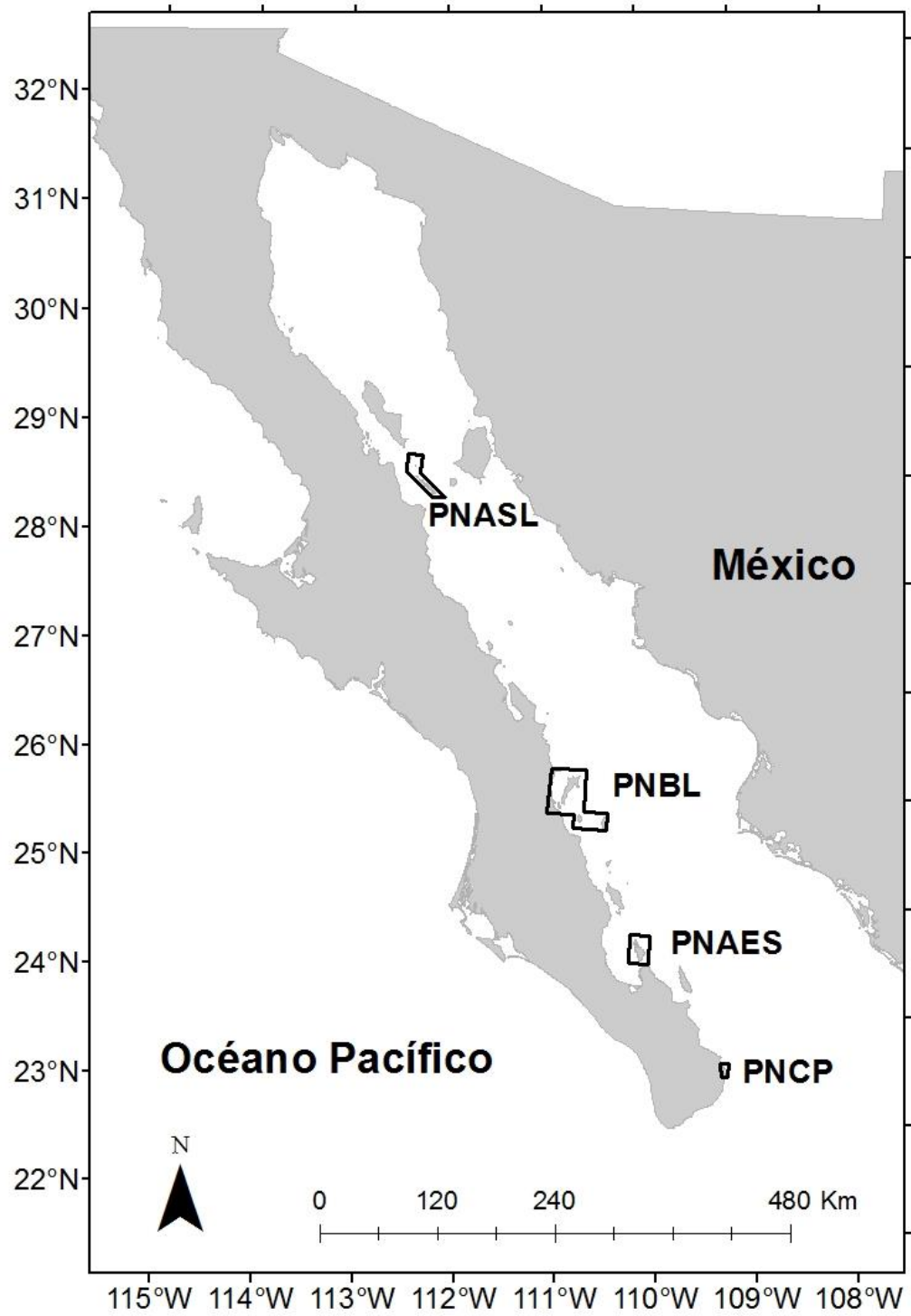


Figura 1 Áreas de estudio en el Golfo de California.

Material y métodos

Trabajo en campo

El trabajo de campo consistió en determinar la composición de peces e invertebrados. Durante la temporada cálida del 2012 se visitaron tres ANP's (PNBL, PNAES y PNCP) y una ANP (PNASL) durante la temporada del 2013.

La composición de peces se determinó haciendo uso de la metodología de transectos de banda (Figura 2). La cual consistió en que un buzo va desplegando una cinta métrica sobre el fondo marino al mismo tiempo que va identificando y contabilizando las especies que se encuentran en un área delimitada, la cual varió de acuerdo a las diferentes dimensiones del transecto que usan los grupos de monitoreo en el Golfo de California. Por tal motivo, se utilizaron cinco longitudes (10 m, 20 m, 30 m, 40 m y 50 m) y dos diferentes anchos (2 m y 4 m). Las especies que se tomaron en cuenta fueron peces conspicuos de importancia comercial, presentes en la NOM-059 y de importancia ecológica (Anexo I)

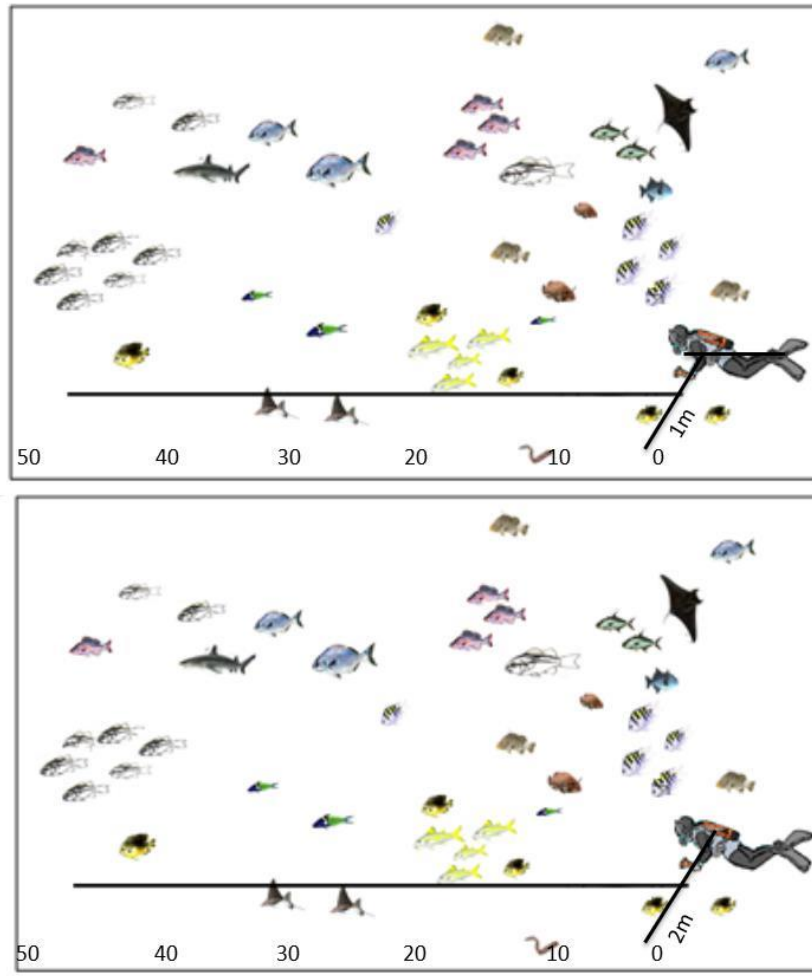


Figura 2 Ilustración del censo de peces por transecto de banda.

Al igual que los peces, la composición de invertebrados se determinó utilizando transectos de banda con cinco longitudes (10 m, 20 m, 30 m, 40 m y 50 m) y dos diferentes anchos (1 m y 2 m). Para cada transecto el buzo nadó y contabilizó los invertebrados objetivo y sus abundancias (Anexo II) dentro del área definida (Figura 3). Las especies que se tomaron en cuenta fueron 42 macro invertebrados de importancia comercial, presentes en la NOM-059 y de importancia ecológica (Anexo II) .

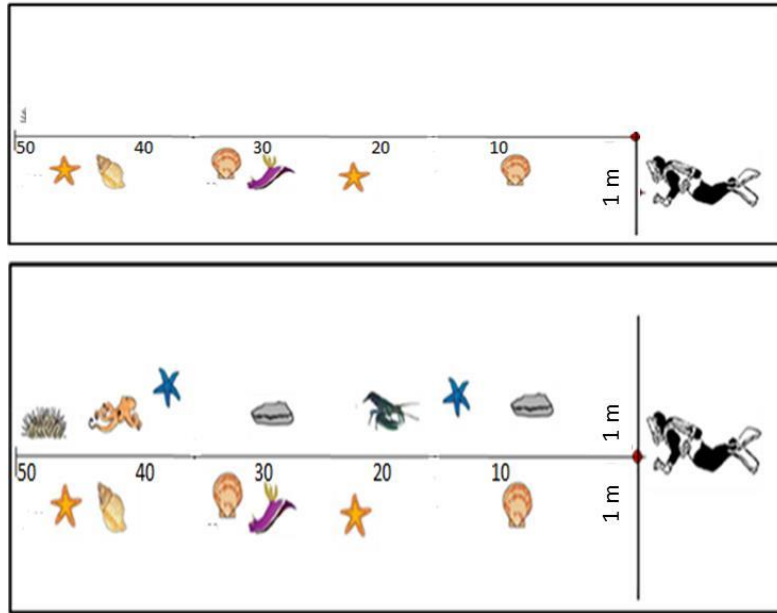


Figura 3 Ilustración de los dos censos que se utilizaran para invertebrados.

Indicadores ecológicos

Con base en los datos que se obtuvieron de cada censo se determinó la riqueza total de especies de peces (S) y estimó la abundancia (N). A partir de estos datos se calcularon índices comunitarios ampliamente utilizados en estudios de la comunidad (Magurran 1988; Krebs 1989), a saber:

Diversidad de Shannon-Wiener (H')

Proporciona datos sobre la estructura comunitaria al considerar en conjunto tanto el número de especies como la abundancia de cada una. Se expresa de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \log(10) \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

dónde:

N= número total de individuos de todas las especies en el censo

n_i = número de individuos de la especie i en un censo.

Uniformidad o equidad de Pielou (J')

Provee información estandarizada sobre la forma en que la abundancia está repartida entre las especies, ya que mide la proporción de la diversidad observada y la diversidad máxima esperada en la comunidad. Este índice toma valores de 0 a 1, y se interpreta considerando que la mayor homogeneidad de las dominancias se obtiene con un valor de uno. Su expresión algebraica es:

$$J' = \frac{H'}{\log(S)}$$

dónde:

H' = índice de Shannon-Wiener;

S= número de especies en el censo.

Estos índices presentan en ocasiones ciertos inconvenientes para su análisis, ya que generalmente acusan falta de normalidad y algunos sesgos relacionados al tamaño

de muestra (Krebs 2001). A pesar de ello, se aplicaron en este estudio ya que son utilizados en diferentes trabajos que evalúan los arrecifes coralinos y rocosos a nivel mundial. Sin embargo, considerando las restricciones anteriormente mencionadas, se decidió utilizar dos indicadores adicionales para describir la comunidad:

Índice de distintividad taxonómica promedio (“average taxonomic distinctness”, Δ^+ ; Clarke y Warwick, 2001).

Este índice evalúa la riqueza junto con la distancia taxonómica entre cada par de especies definida a través de un árbol de clasificación Linneana. Cada nivel jerárquico taxonómico recibe un valor discreto y proporcional dentro de una escala de 100 unidades, dependiendo del número de niveles empleados.

$$\Delta^+ = \frac{\{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}\}}{\left\{\frac{s(s-1)}{2}\right\}}$$

dónde:

s = número de especies observadas

i, j = jerarquías taxonómicas sobre esas especies

ω_{ij} = peso de la distintividad taxonómica entre la especie i y el primer nodo común (jerarquía taxonómica) con la especie j .

Índice de distintividad taxonómica (taxonomic distinctness Δ^* ; Clarke y Warwick, 2001)

Este índice además de evaluar la distancia taxonómica y la riqueza (como $\Delta+$), también considera la abundancia de las especies.

$$\Delta^* = \frac{\sum_{i < j} W_{ij} * X_i * X_j}{\sum_{i < j} X_i * X_j} = \frac{\sum W_k f_k}{\sum f_k}$$

dónde:

X_i = abundancia de i número de especies.

W_{ij} = peso dado por la distancia taxonómica que relaciona a las especies i y j dentro de la jerarquía taxonómica.

k = número del nivel correspondiente a la jerarquía taxonómica (1,...k).

f_k = sumatorias de los productos cruzados de los conteos de todos los pares de especies conectados en el mismo nivel jerárquico de la clasificación taxonómica.

W_k = Peso correspondiente a la distancia taxonómica.

Algunas de las bondades de estos índices es que no son dependientes del tamaño de muestra y que no es necesaria la presencia de normalidad de los datos. Además han sido considerados medidores más precisos de la biodiversidad en sentido estricto, pues incorporan aspectos cualitativos y cuantitativos de la biota (Warwick y Clarke 2001).

Modelos

Para obtener una curva suavizada de los datos se decidió utilizar el promedio de cada uno de los indicadores para las diferentes áreas de muestreo. Esta decisión se tomó ya

que los valores de los parámetros de cada modelo no presentaron diferencias entre los datos en bruto y los valores promedios de los indicadores (Anexo III).

Los datos promedio se ajustaron a un total de cinco modelos matemáticos ampliamente usados en estudios de ecología y biogeografía (Soberon y Llorente 1993; Flather 1996; Tjorve 2003). Los cinco modelos utilizados fueron corridos en el programa CurveExpert. Dos de los modelos fueron no asintóticos (lineal y potencial) y tres modelos asintóticos (Clench, Von Bertalanffy y generalizado de Von Bertalanffy).

Modelo Lineal (Li)

$$y = a + bx$$

dónde:

y = número esperado del indicador.

a = representa la tasa de crecimiento del indicador.

b = parámetro relacionado con la forma de la acumulación de especies durante el muestreo.

x = área de muestreo

Modelo Potencial (Po)

$$y = ax^b$$

dónde:

y = número esperado de especies.

a = tasa de crecimiento del indicador.

b = parámetro relacionado con la forma de la acumulación de especies durante el muestreo.

x = área de muestreo

Modelo de Clench (CI)

$$y = \frac{ax}{(1 + bx)}$$

dónde:

y = numero esperado de especies.

a = tasa de crecimiento del indicador

b = parámetro relacionado con la forma de la acumulación de especies durante el muestreo

x = área de muestreo.

Nota: a/b representa la asíntota.

Modelo Generalizado Von Bertalanffy (GVB)

$$y = a(b - \exp^{-cx})$$

dónde:

y = número esperado del indicador.

a = tasa de crecimiento de especies al inicio del trabajo de campo.

b = parámetro relacionado con la forma de la acumulación de especies durante el muestreo.

x = área de muestreo.

Nota: a*b representa la asíntota predicha.

Modelo Von Bertalanffy (VB)

$$y = a(1 - \exp(-bx))$$

dónde:

y = número esperado del indicador.

a = tasa de crecimiento de especies al inicio del trabajo de campo.

b = parámetro relacionado con la forma de la acumulación de especies durante el muestreo.

x= área de muestreo

Nota: a representa la asíntota.

Criterio de información de Akaike (AIC)

Este método permite determinar con qué eficiencia los modelos se ajustan a una base de datos (Posada y Rosero 2007; Noguera *et al.* 2008). El criterio de selección es escoger modelos con valores más bajos de AIC. El modelo que mejor explica los datos con el mínimo número de parámetros es el que presenta más bajo valor de AIC (Molinero 2003).

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

dónde:

k = número de parámetros en el modelo estadístico.

L = máximo valor de la función de probabilidad para el modelo estimado.

Área adecuada para el monitoreo

Para poder determinar el área adecuada del censo se utilizaron los valores calculados de los diferentes indicadores con los modelos para cada una de las áreas del censo de peces e invertebrados, cuando el indicador presentó un cambio igual o menor al 5% entre las áreas, se consideró que se había llegado al área adecuada del censo (Anexo IV).

Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)

Para evaluar el estado de las Áreas Naturales Protegidas monitoreadas se diseñó un indicador que tomó en cuenta los diferentes valores de los índices de riqueza,

abundancia, equidad, diversidad de Shannon-Wiener y distintividad taxonómica de peces e invertebrados. El primer paso fue normalizar los valores de los diferentes indicadores calculados, transformándolos en valores de Z mediante la siguiente fórmula:

$$Z = \frac{Xi - \mu}{\sigma}$$

dónde:

Xi = valor del indicador que desea normalizar.

μ = media del indicador.

σ = desviación estándar del indicador.

Posteriormente se calculó el promedio de los indicadores ya normalizados para cada uno de los sitios, estos valores fueron sumados para obtener los índices de estado de peces (IEP) y de invertebrados (IEI). Por último, los valores obtenidos fueron utilizados para calcular el Índice del Estado General de los Sitios con la siguiente ecuación:

$$IEGS = (IEP + 1) * (IEI + 1)$$

dónde:

IEP = sumatoria de los valores promedios de los diferentes indicadores de peces (s, n, J', H', Δ^* y Δ^+)

IEI = sumatoria de los valores promedios de los diferentes indicadores de invertebrados peces (s, n, J', H', Δ^* y Δ^+)

Relación entre indicadores

Con el objetivo de determinar si existe alguna relación entre los diferentes indicadores utilizados para determinar la estructura comunitaria de peces e invertebrados se corrió un análisis de correlación de Pearson con en el programa Minitab16.

El coeficiente de correlación de Pearson (r) se mide en una escala de 0 a 1, tanto en dirección positiva como negativa. Un valor de 0 indica que no hay relación lineal entre las variables, los valores de 0.01 a 0.19 muestran una correlación muy baja, los valores de 0.2 a 0.39 se considera una correlación baja, los valores de 0.4 a 0.6 muestran una relación moderada, de 0.7 a 0.89 la relación es alta y se considera muy alta con valores de 0.9 a 0.99, un valor de 1 indica una correlación positiva perfecta o negativa perfecta entre dos variables.

Resultados

En este trabajo se registró un total de 79,969 individuos, de los cuales 69,732 corresponden a peces y 10,237 a invertebrados. En total se observaron 95 especies de peces y 42 de invertebrados (Anexo I y II). Las especies más abundantes de peces fueron *Chromis atrilobata* (Gill, 1862), *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1862) y *Stegastes rectifraenum* (Gill, 1862), que en conjunto representaron el 40% de la abundancia. Mientras que para los invertebrados la mayor abundancia la presentaron los erizos

Arbacia stellata (Blainville, 1825; ?Gmelin, 1788), *Eucidaris thouarsii* (Agassiz & Desor, 1846) y *Diadema mexicanum* (Agassiz, 1863) con el 46% de la abundancia.

Indicadores

Los indicadores de peces mostraron que el PNCP presentó los valores promedio más altos de riqueza en las diferentes áreas muestreadas, a excepción del área de 200 m². Por otro lado, el PNBL fue el sitio con los valores más bajos de riqueza. El valor más alto de abundancia promedio se presentó en el PNCP con el área de 20 m² hasta los 100 m², mientras que para las áreas de 120 m² a 200 m² los valores mayores fueron obtenidos en el PNAES. El índice de equidad disminuyó en todos los sitios conforme se aumentaba el área, el PNBL fue el ANP con los mayores valores. El índice de diversidad, contrario a la equidad, presentó un aumento en sus valores hasta los 100 m²; el resto de las áreas presentaron valores entre 0.7 decit/ind y 0.8 decit/ind. En el caso de los valores de los índices de distintividad taxonómica y distintividad taxonómica promedio los valores fueron muy similares entre ANP's y para todas las áreas evaluadas (Tabla I).

Los indicadores de invertebrados mostraron que el PNCP presentó los menores valores en riqueza y abundancia promedio. El valor más alto de riqueza promedio se presentó en el PNBL y de abundancia promedio en el PNASL. Al igual que con los indicadores de peces, en todas las ANP's la equidad disminuyó conforme se aumentaba el área y la diversidad presentó un aumento en sus valores conforme se aumentaba el área hasta los 60 m². Los mayores valores de estos dos indicadores se presentaron en el PNBL. Los menores valores del índice de distintividad taxonómica y distintividad taxonómica promedio se presentaron en el PNCP (Tabla II).

Tabla I. Valor de los indicadores de peces para las diferentes áreas evaluadas en Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL), Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL), Parque Nacional Archipiélago Isla Espíritu Santo (PANES), Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP). Se muestran los valores promedio de (S), (N), (J'), (H') (Δ^*), ($\Delta+$) \pm error estándar.

Sitio		Área (m ²)															
		20		40		60		80		100		120		160		200	
		Media	es	media	es	media	es	Media	Es	media	es	media	Es	Media	es	media	es
PNASL	S	6.65	0.38	8.30	0.37	11.21	0.59	11.05	0.46	13.50	0.69	11.81	0.64	12.91	0.71	14.03	0.72
	N	44.71	6.90	76.61	8.15	144.06	19.03	152.05	14.25	236.29	28.07	181.50	22.42	240.22	29.18	308.06	40.45
	J'	0.75	0.02	0.73	0.02	0.72	0.02	0.72	0.01	0.72	0.02	0.69	0.02	0.68	0.02	0.68	0.02
	H'	0.59	0.02	0.65	0.02	0.74	0.03	0.72	0.02	0.79	0.02	0.72	0.03	0.74	0.03	0.75	0.03
	Δ^*	37.67	0.63	37.42	0.52	36.87	0.44	36.98	0.28	37.35	0.34	36.88	0.37	36.80	0.33	36.87	0.34
	$\Delta+$	38.82	0.73	39.46	0.59	39.54	0.66	39.70	0.49	40.56	0.61	40.40	0.79	40.35	0.72	41.03	0.71
PNBL	S	6.00	0.65	7.00	0.52	9.73	0.94	10.25	0.70	12.00	1.06	11.31	1.07	13.31	1.16	14.65	1.17
	N	51.12	9.33	62.73	8.00	123.58	19.40	123.63	14.92	198.12	30.46	131.77	22.88	181.42	27.57	229.77	33.35
	J'	0.77	0.03	0.77	0.02	0.75	0.02	0.74	0.02	0.72	0.02	0.73	0.02	0.69	0.02	0.69	0.02
	H'	0.53	0.04	0.58	0.02	0.69	0.03	0.70	0.02	0.73	0.03	0.72	0.03	0.75	0.04	0.77	0.03
	Δ^*	38.38	0.56	39.37	0.48	39.50	0.64	39.09	0.38	38.68	0.47	38.82	0.48	38.66	0.44	38.47	0.46
	$\Delta+$	38.64	0.72	40.07	0.48	40.32	0.58	40.06	0.39	40.02	0.50	39.85	0.50	39.98	0.41	40.04	0.39
PNAES	S	7.21	0.55	8.90	0.51	12.54	0.76	12.78	0.62	15.29	0.84	14.33	1.04	16.47	1.14	17.87	1.17
	N	53.64	8.93	120.81	14.56	159.68	19.72	241.31	24.80	274.61	31.35	385.10	55.69	488.23	69.74	602.30	86.24
	J'	0.73	0.02	0.69	0.02	0.70	0.03	0.66	0.02	0.68	0.03	0.62	0.02	0.63	0.02	0.62	0.02
	H'	0.60	0.03	0.62	0.03	0.75	0.04	0.71	0.03	0.80	0.04	0.69	0.03	0.74	0.03	0.76	0.03
	Δ^*	38.44	0.66	38.49	0.45	38.48	0.66	38.30	0.40	38.34	0.62	37.96	0.48	37.77	0.41	37.55	0.40
	$\Delta+$	39.78	0.64	39.92	0.41	40.25	0.50	40.09	0.27	40.06	0.42	39.93	0.33	40.37	0.29	40.13	0.27
PNCP	S	7.59	0.58	9.56	0.58	13.71	0.79	13.56	0.73	16.12	0.95	15.06	0.93	16.53	0.97	17.35	0.94
	N	79.06	12.78	127.82	14.41	211.71	31.31	244.59	25.20	350.88	48.95	343.41	60.04	433.71	74.24	528.76	82.40
	J'	0.71	0.04	0.69	0.02	0.65	0.03	0.66	0.02	0.64	0.03	0.64	0.03	0.63	0.03	0.63	0.03
	H'	0.61	0.04	0.65	0.03	0.74	0.04	0.73	0.03	0.77	0.05	0.75	0.04	0.77	0.04	0.78	0.04
	Δ^*	37.08	0.31	37.83	0.39	37.58	0.31	37.69	0.30	37.71	0.26	37.44	0.30	37.48	0.25	37.34	0.25
	$\Delta+$	38.84	0.61	39.42	0.38	39.82	0.36	39.42	0.34	39.89	0.41	39.71	0.44	40.27	0.46	40.31	0.46
Todo	S	6.80	0.27	8.35	0.25	11.60	0.40	11.73	0.32	14.03	0.46	12.93	0.49	14.61	0.53	15.82	0.54
	N	54.27	4.57	93.67	5.92	154.10	10.90	184.65	10.43	255.61	16.97	253.57	22.90	327.85	28.44	408.48	34.75
	J'	0.74	0.01	0.72	0.01	0.71	0.01	0.70	0.01	0.70	0.01	0.67	0.01	0.66	0.01	0.66	0.01
	H'	0.58	0.02	0.62	0.01	0.73	0.02	0.71	0.01	0.77	0.02	0.72	0.02	0.74	0.02	0.77	0.02
	Δ^*	37.95	0.31	38.26	0.25	38.07	0.29	37.98	0.18	38.00	0.24	37.76	0.23	37.65	0.20	37.54	0.20
	$\Delta+$	39.04	0.35	39.73	0.26	39.97	0.29	39.85	0.20	40.19	0.27	40.02	0.29	40.25	0.26	40.41	0.26

Tabla II. Valor de los indicadores de invertebrados para las diferentes áreas evaluadas en Parque Nacional Zona Marina Archipiélago de San Lorenzo (PNASL), Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL), Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo (PANES), Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP). Se muestran los valores promedio de (S), (N), (J') (H') (Δ^*), ($\Delta+$) \pm error estándar.

Sitio		Área (m ²)															
		20		40		60		80		100		120		160		200	
		Media	es	media	es	media	es	Media	Es	media	es	media	Es	Media	es	media	es
PNASL	S	5.71	0.36	6.38	0.31	8.07	0.41	8.07	0.36	9.46	0.45	8.25	0.57	9.18	0.58	9.75	0.58
	N	36.29	7.31	46.13	5.84	94.68	14.46	93.95	12.62	156.21	26.18	95.29	17.56	126.07	24.19	160.96	31.75
	J'	0.75	0.04	0.73	0.03	0.69	0.04	0.68	0.03	0.65	0.04	0.67	0.04	0.66	0.04	0.65	0.03
	H'	0.55	0.04	0.56	0.03	0.61	0.04	0.59	0.03	0.63	0.04	0.59	0.03	0.61	0.03	0.62	0.03
	Δ^*	71.51	1.44	71.85	0.93	70.39	1.24	71.00	0.84	70.64	1.12	69.95	1.22	69.50	1.14	69.26	1.16
	$\Delta+$	73.65	1.08	74.17	0.70	74.41	0.76	74.42	0.58	74.95	0.51	73.88	0.93	73.81	0.85	73.94	0.73
PNBL	S	5.61	0.26	7.32	0.23	8.74	0.41	9.92	0.34	11.19	0.52	11.45	0.51	13.03	0.56	14.03	0.60
	N	11.87	1.32	19.44	1.46	29.23	2.95	37.02	2.65	48.00	4.34	53.97	5.20	72.35	6.73	89.97	8.17
	J'	0.91	0.02	0.90	0.01	0.88	0.02	0.86	0.01	0.85	0.02	0.84	0.02	0.83	0.02	0.82	0.02
	H'	0.67	0.02	0.76	0.02	0.82	0.03	0.85	0.02	0.88	0.03	0.88	0.03	0.92	0.03	0.94	0.03
	Δ^*	72.08	1.06	73.39	0.68	74.00	0.72	73.89	0.58	73.88	0.78	74.37	0.64	74.25	0.67	74.23	0.67
	$\Delta+$	71.44	1.01	72.52	0.59	73.10	0.51	73.32	0.35	73.72	0.43	73.52	0.44	73.71	0.38	73.84	0.36
PNAES	S	3.80	0.32	5.42	0.23	6.33	0.38	7.03	0.25	7.63	0.36	8.63	0.35	9.30	0.36	10.30	0.43
	N	8.20	1.19	14.93	1.26	20.17	2.09	27.17	1.81	32.80	3.39	40.10	3.20	52.70	3.98	64.23	5.29
	J'	0.89	0.02	0.84	0.02	0.83	0.02	0.81	0.02	0.79	0.02	0.79	0.02	0.78	0.02	0.77	0.02
	H'	0.48	0.04	0.60	0.02	0.65	0.03	0.67	0.02	0.69	0.03	0.74	0.03	0.75	0.03	0.77	0.03
	Δ^*	66.32	4.36	75.16	0.68	74.75	0.76	75.23	0.50	75.26	0.78	75.57	0.61	75.75	0.60	75.72	0.53
	$\Delta+$	65.29	4.30	74.15	0.63	74.14	0.63	74.27	0.39	74.34	0.61	74.69	0.27	75.07	0.24	75.32	0.20
PNCP	S	3.09	0.32	3.98	0.24	5.05	0.35	5.50	0.23	5.68	0.37	6.27	0.34	6.86	0.39	7.23	0.41
	N	6.36	1.04	10.82	1.07	17.09	1.95	20.95	1.62	24.86	3.08	30.45	3.50	39.50	4.41	46.00	5.96
	J'	0.88	0.02	0.86	0.02	0.85	0.02	0.83	0.02	0.83	0.03	0.82	0.03	0.81	0.03	0.80	0.03
	H'	0.39	0.04	0.49	0.03	0.58	0.04	0.61	0.03	0.61	0.04	0.65	0.04	0.68	0.04	0.69	0.04
	Δ^*	65.12	5.11	65.28	3.02	67.64	3.67	68.28	1.90	67.29	3.60	70.18	1.25	69.84	1.20	70.11	1.21
	$\Delta+$	65.45	5.09	65.92	3.01	68.63	3.67	69.62	1.89	68.70	3.64	71.14	1.15	71.38	1.07	71.63	1.04
Todo	S	4.65	0.19	5.91	0.15	7.19	0.24	7.80	0.19	8.70	0.29	8.86	0.29	9.83	0.32	10.59	0.35
	N	15.95	2.21	23.24	1.82	40.88	4.81	45.53	3.82	66.60	8.38	55.98	5.26	74.08	7.14	92.21	9.35
	J'	0.86	0.02	0.83	0.01	0.81	0.02	0.79	0.01	0.78	0.02	0.78	0.02	0.77	0.02	0.76	0.02
	H'	0.53	0.02	0.61	0.01	0.67	0.02	0.69	0.01	0.71	0.02	0.72	0.02	0.75	0.02	0.76	0.02
	Δ^*	69.00	1.62	71.87	0.73	72.04	0.87	72.41	0.51	72.13	0.86	72.75	0.51	72.58	0.51	72.56	0.51
	$\Delta+$	69.15	1.60	72.07	0.69	72.83	0.80	73.12	0.44	73.20	0.78	73.46	0.37	73.64	0.34	73.83	0.32

Modelos

Se corrieron los modelos asintóticos y no asintóticos los cuales se ajustaron con los datos de los diferentes indicadores para la ictiofauna e invertebrados registrados en el Golfo de California. Los valores obtenidos para cada modelo con el programa CurveExpert se presentan en los Anexos III y IV, los cuales incluyen el error estándar del modelo, el coeficiente de determinación, los grados de libertad , el valor del criterio de información de Akaike, los valores de los parámetros del modelo con su error estándar y la asíntota.

Peces

Los valores de riqueza promedio de peces mostraron el mejor ajuste con los modelos GVB y Clench ($r^2=0.95$ y 0.95), seguido del modelo potencial ($r^2=0.94$). El menor ajuste se presentó con el modelo lineal ($r^2=0.85$; Figura 4). Los modelos GVB, Clench y VB alcanzaron la asíntota en los valores 16, 18 y 15 especies, respectivamente. El modelo que mejor describió el comportamiento de la riqueza fue el de Clench (AIC=-3.83).

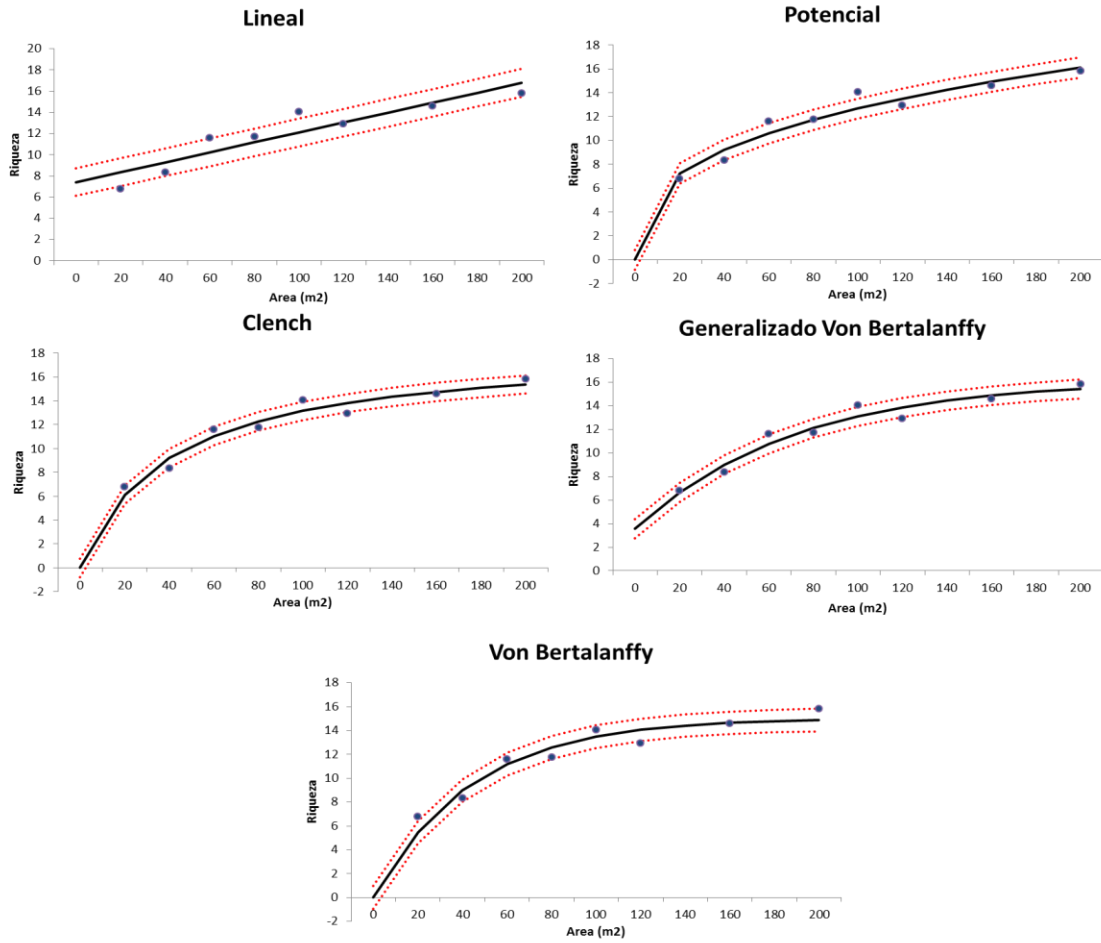


Figura 4 Modelos de riqueza estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los datos de abundancia presentaron el mismo ajuste con los cinco modelos ($r^2=0.99$). El modelo que mejor describió el comportamiento de la abundancia fue el modelo de Clench (AIC=42.60).

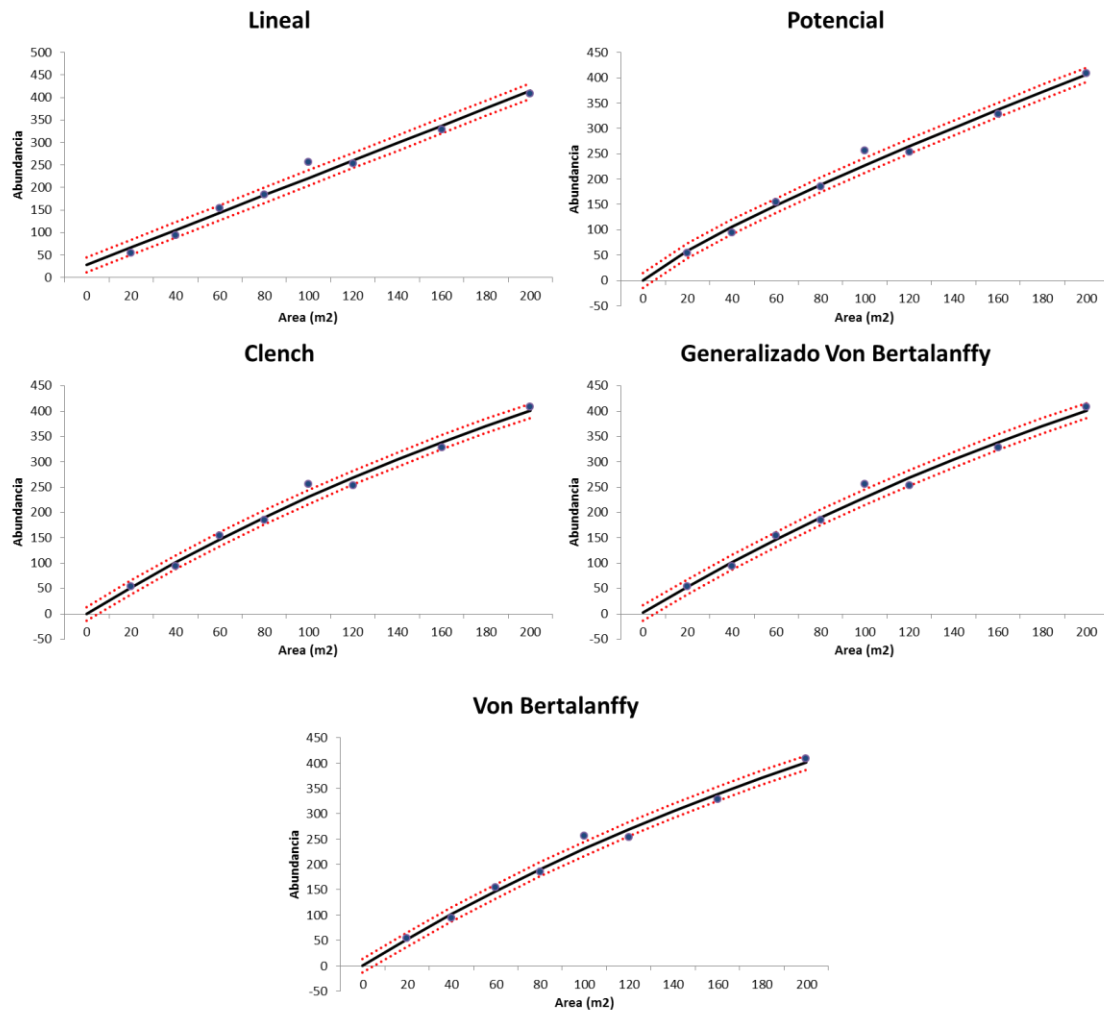


Figura 5 Modelos de abundancia estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de equidad presentaron el mejor ajuste con los modelos potencial ($r^2=0.96$) y lineal ($r^2=0.94$), observándose una tendencia a disminuir el valor del indicador conforme se aumenta el área de muestreo. Los valores de equidad no presentaron un buen ajuste con los tres modelos asintóticos. El modelo que mejor describe el comportamiento de la equidad fue el modelo potencial (AIC= -79.45).

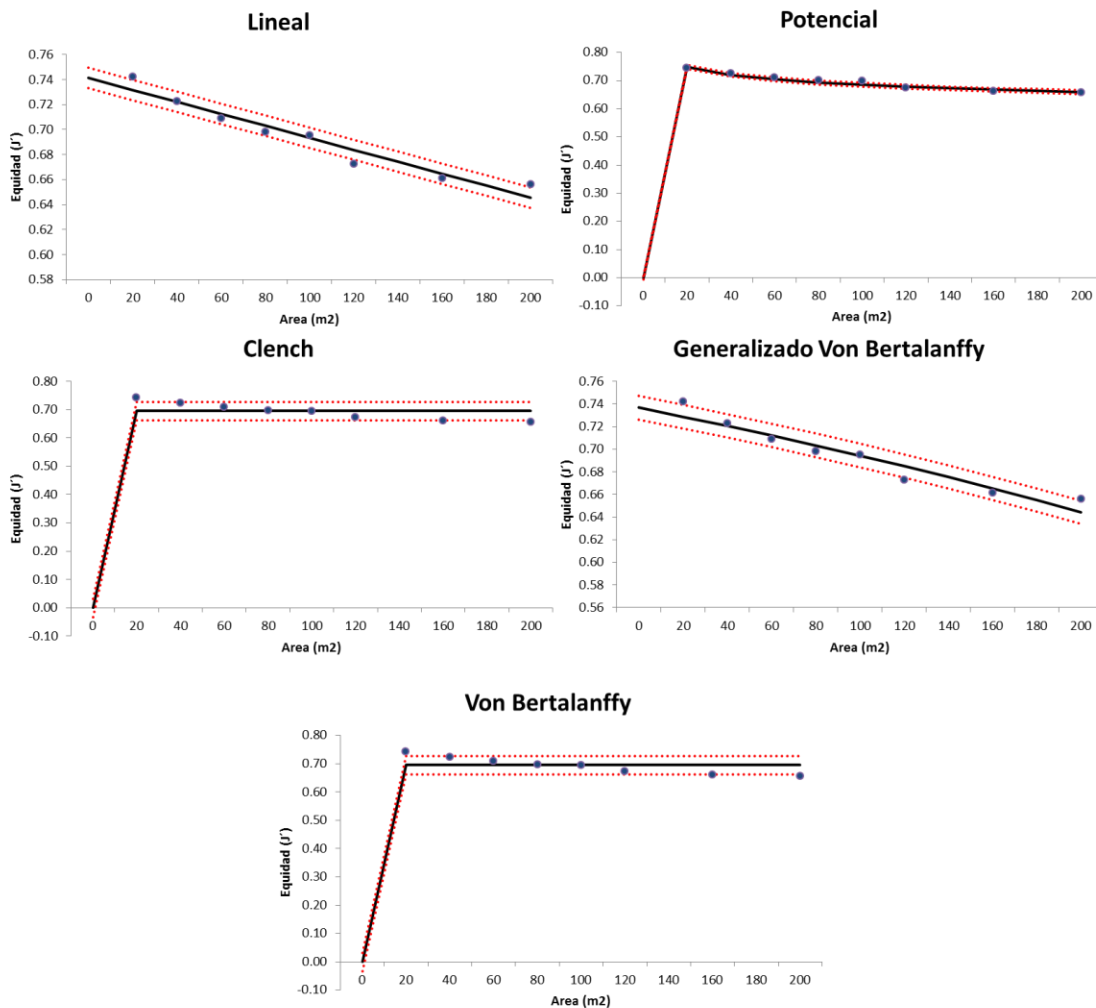


Figura 6 Modelos de equidad estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de diversidad de Shannon se ajustaron mejor con el modelo GVB ($r^2=0.87$), seguido del modelo Clench ($r^2=0.85$). El modelo lineal fue el que presento el menor ajuste ($r^2=0.59$). Los modelos de GVB, Clench y VB alcanzaron la asíntota a los valores de 0.75, 0.79 y 0.73 decits/ind, respectivamente. El modelo que mejor describió el comportamiento de la diversidad de Shannon fue el modelo de Clench (AIC= -56.76).

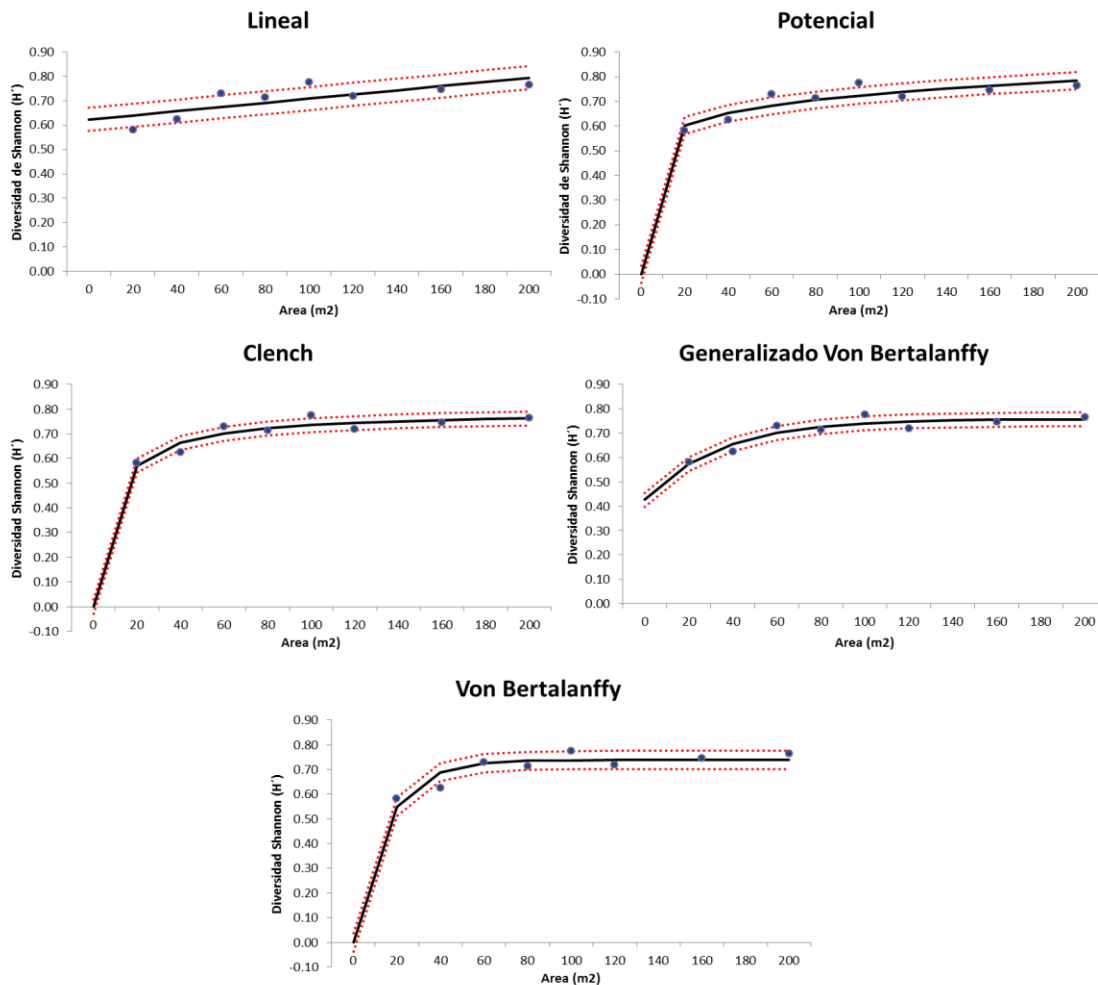


Figura 7 Modelos de diversidad estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de distintividad taxonómica presentaron un ajuste similar entre los modelos lineal ($r^2=0.77$ y GVB ($r^2=0.76$). Los valores no presentaron un buen ajuste para el resto de los modelos asintóticos. El valor de la asíntota obtenido del modelo GVB fue de 32.26. El modelo que describió mejor el comportamiento de los valores del índice de distintividad taxonómica fue el modelo Lineal (AIC= -33.00). Se observa, al igual que el índice de equidad, una tendencia a disminuir el valor conforme el área se aumenta en los modelos que presentaron el mejor ajuste.

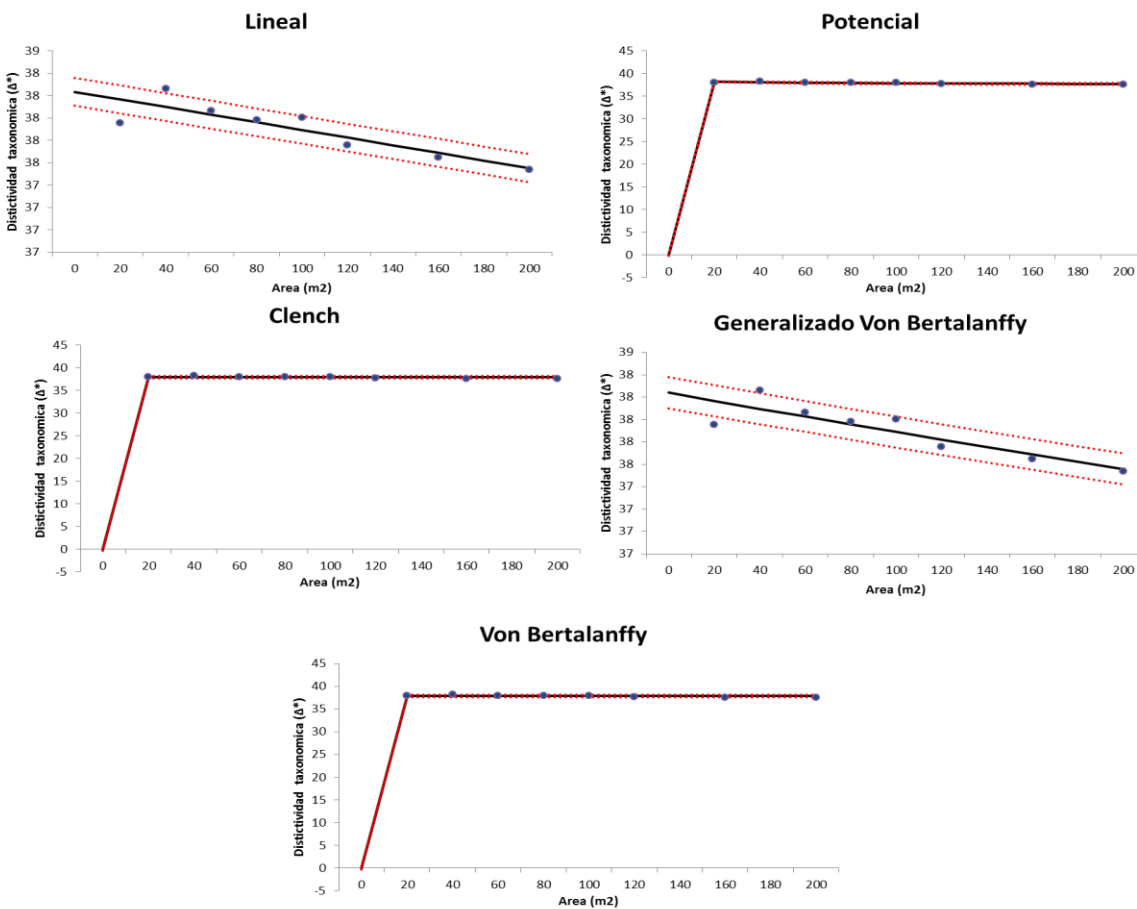


Figura 8 Modelos de distintividad taxonómica estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores del índice de distintividad taxonómica promedio presentaron un buen ajuste con el modelo de Clench ($r^2=0.93$), seguido del modelo potencial ($r^2=0.89$). Los valores de este índice presentaron el menor ajuste con el modelo lineal ($r^2=0.72$). Los modelos de GVB, Clench y VB alcanzaron la asíntota en valores muy similares (40.08, 40.03 y 40.06, respectivamente). El modelo que mejor describió el comportamiento del índice de distintividad taxonómica promedio fue el modelo de Clench ($AIC= -33.27$).

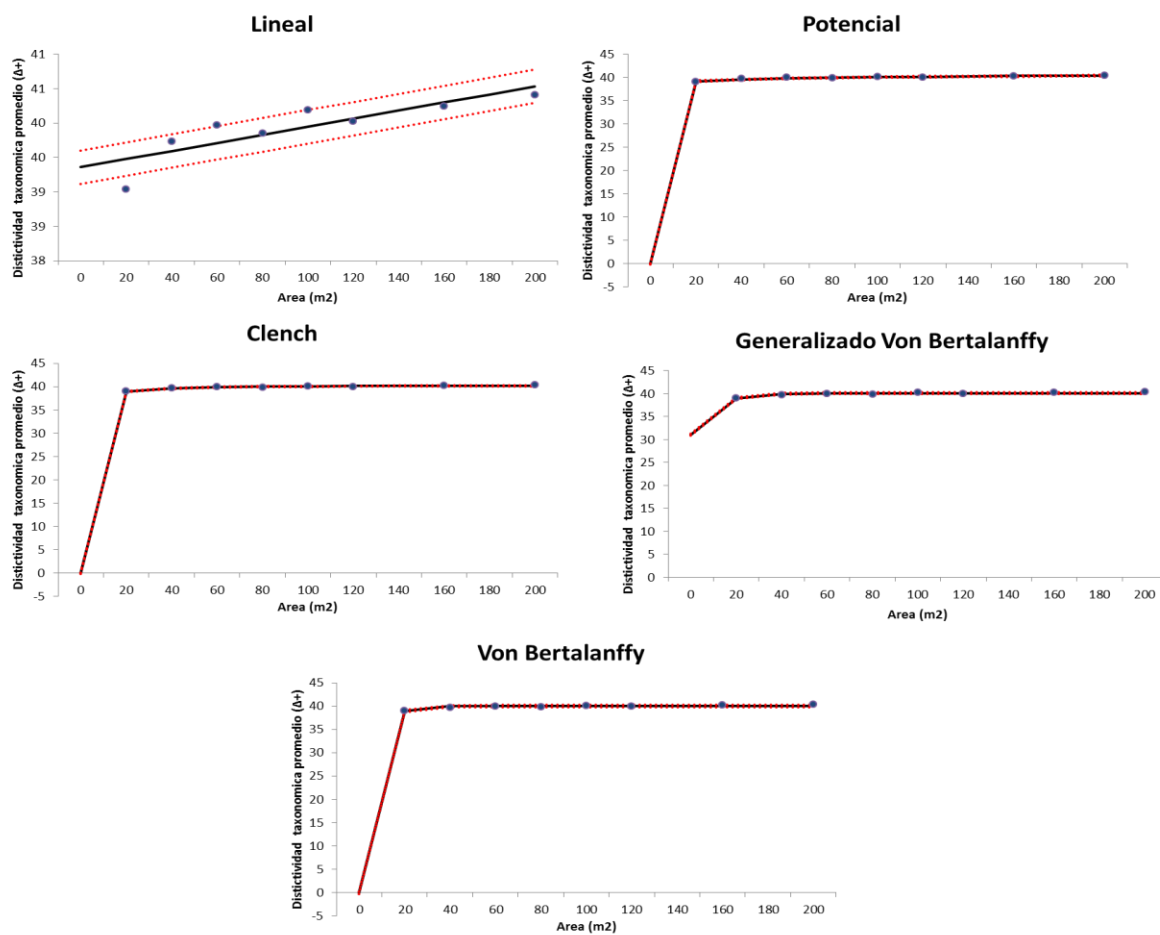


Figura 9 Modelos de distintividad taxonómica estimados para peces. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Invertebrados

Los valores de riqueza de invertebrados presentaron un buen ajuste con los modelos GVB y potencial ($r^2=0.99$), seguido del modelo de Clench ($r^2=0.97$). Los datos presentaron el menor ajuste con el modelo VB ($r^2=0.93$; Figura 10). Los modelos de GVB, Clench y VB presentaron la asíntota en los valores de 11.54, 12.23 y 10.01 especies, respectivamente. El modelo que mejor describió el comportamiento de la riqueza fue el modelo potencial (AIC=-26.85).

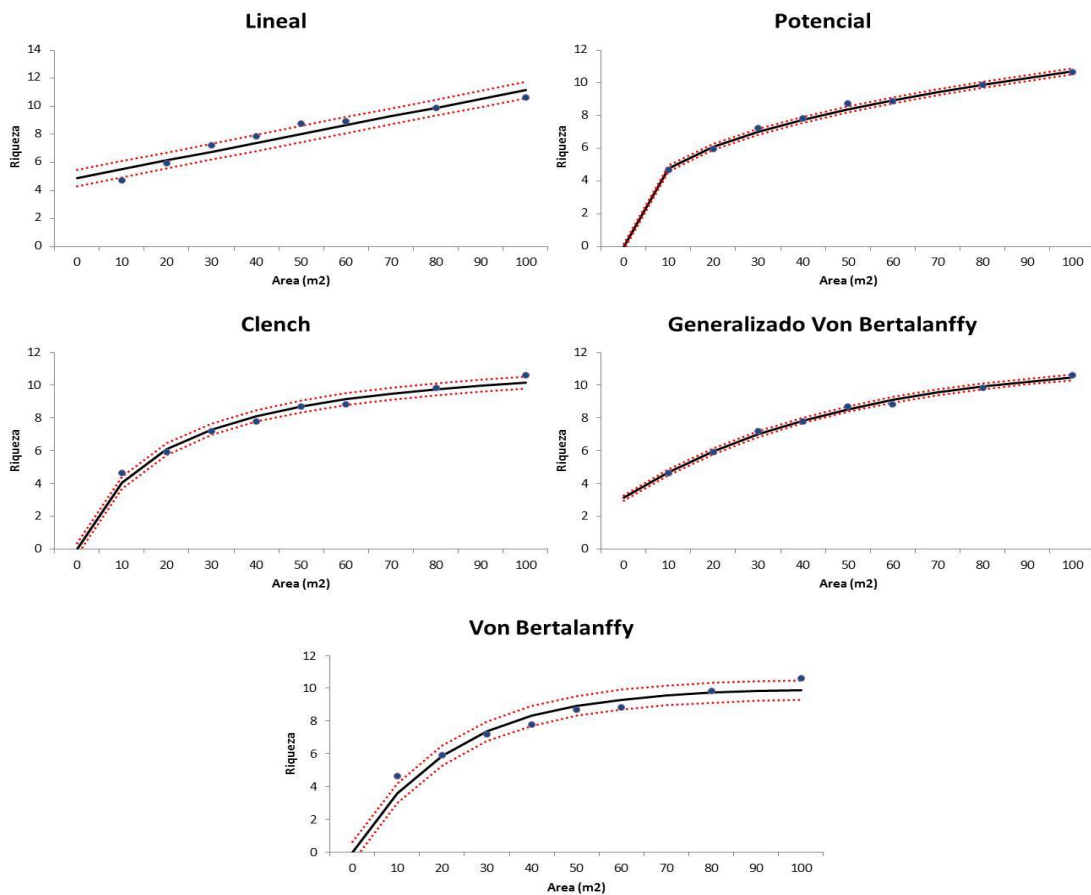


Figura 10 Modelos de riqueza estimado para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de abundancia se ajustaron de una manera muy similar en los cinco modelos. Los modelos GVB y Clench presentaron valores de 0.98 en el coeficiente de determinación; mientras que los modelos de VB, Potencial y Lineal obtuvieron 0.97. El modelo que mejor describió el comportamiento de la abundancia fue el modelo de Clench (AIC=29.37).

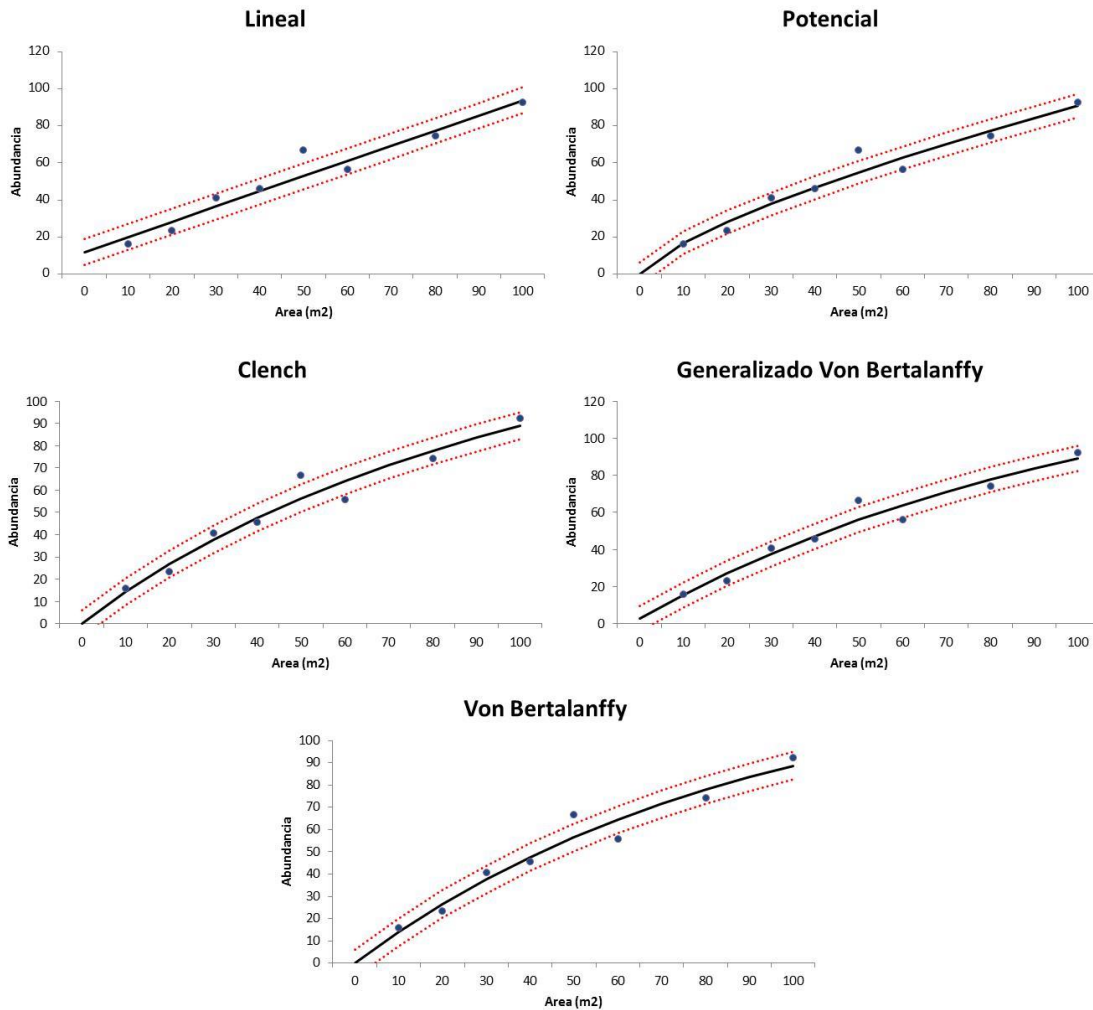


Figura 11 Modelos de abundancia estimados para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de equidad se ajustaron al modelo potencial ($r^2=0.99$). Mientras que en los modelos de Clench y VB presento una valor en el coeficiente de determinación de cero. Al igual que en los peces, los valores presentaron una tendencia a disminuir conforme se aumenta el área de muestreo. El modelo potencial fue el que describió mejor el comportamiento de la equidad (AIC= -79.45).

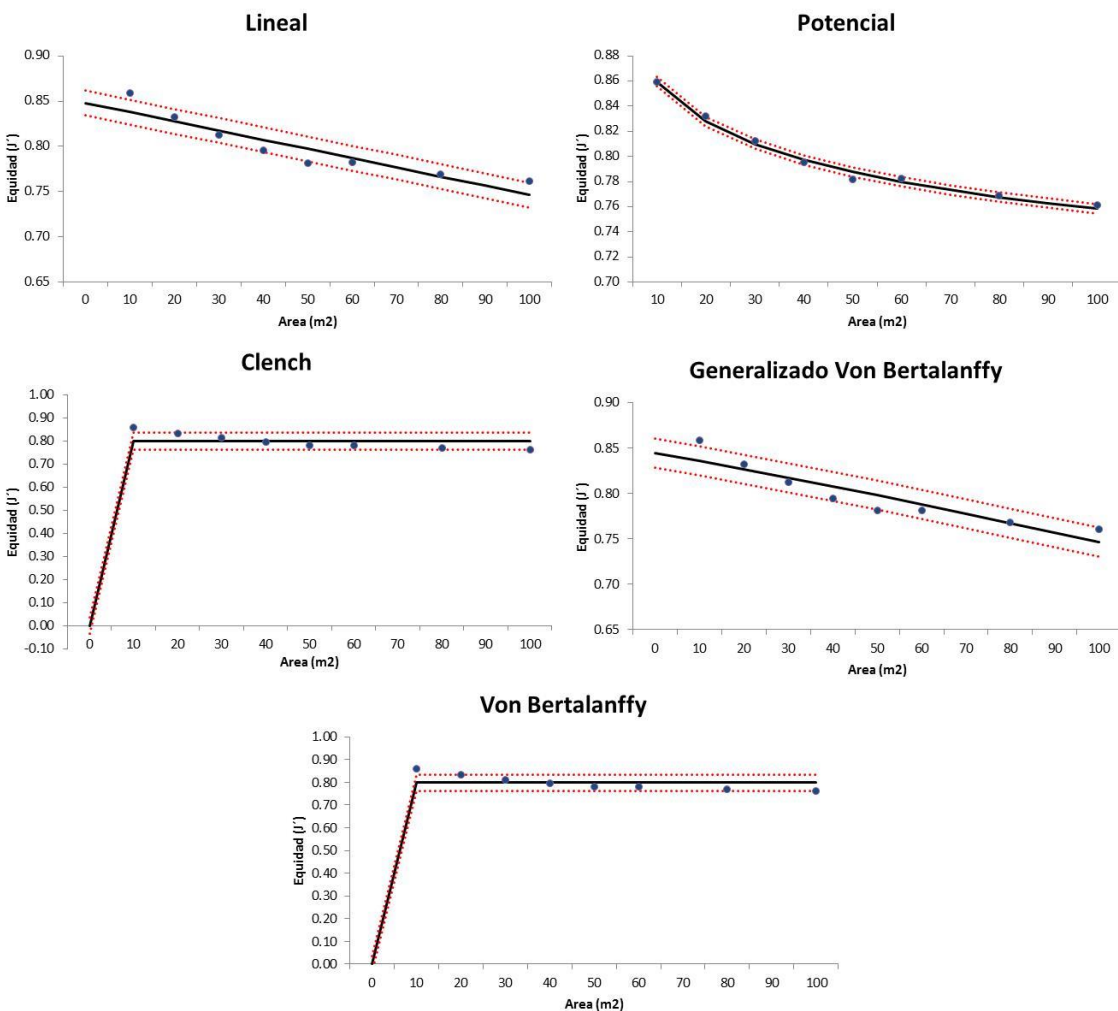


Figura 12 Modelos de equidad estimado para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores de diversidad de Shannon presentaron un buen ajuste con el modelo de Clench ($r^2=0.98$), seguido del modelo potencial ($r^2=0.97$). Los valores presentaron un menor ajuste con los modelos lineal y GBV ($r^2=0.81$). Los modelos de Clench y VB alcanzaron la asíntota en los valores de 0.79 y 0.72 decits/ind, respectivamente. El modelo que mejor describió el comportamiento de la diversidad de Shannon fue el modelo de Clench (AIC= -71.565).

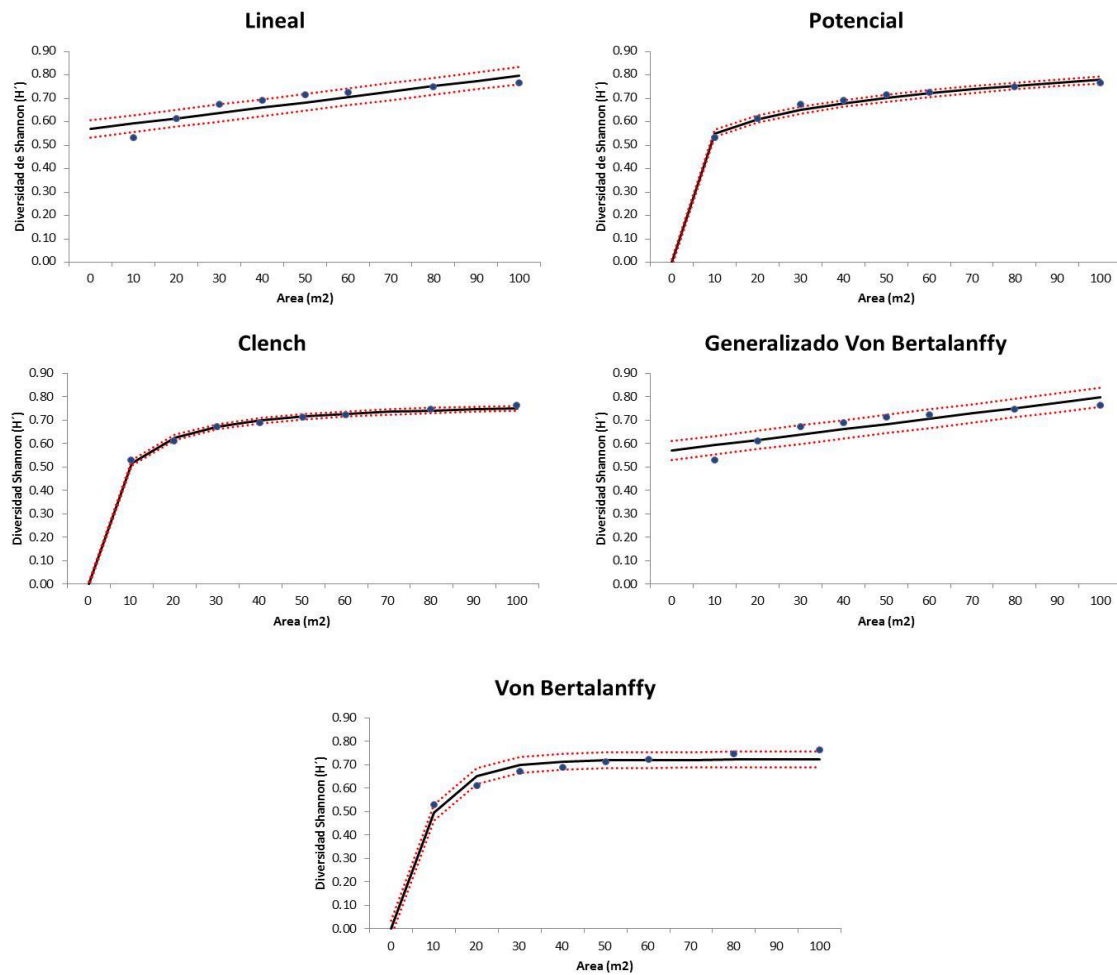


Figura 13 Modelos de diversidad estimados para invertebrados. La línea continua negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores del índice de distintividad taxonómica se ajustaron de una manera similar en los modelos GVB ($r^2=0.97$) y VB ($r^2=0.95$). El modelo que presentó el valor más bajo en el coeficiente de determinación fue el lineal ($r^2=0.44$). El valor de la asíntota obtenido de los modelos fueron GVB fue de 72.46, Clench 73.27, VB 72.36. El modelo que describió mejor el comportamiento de la distintividad taxonómica fue el GVB (AIC= -19.64).

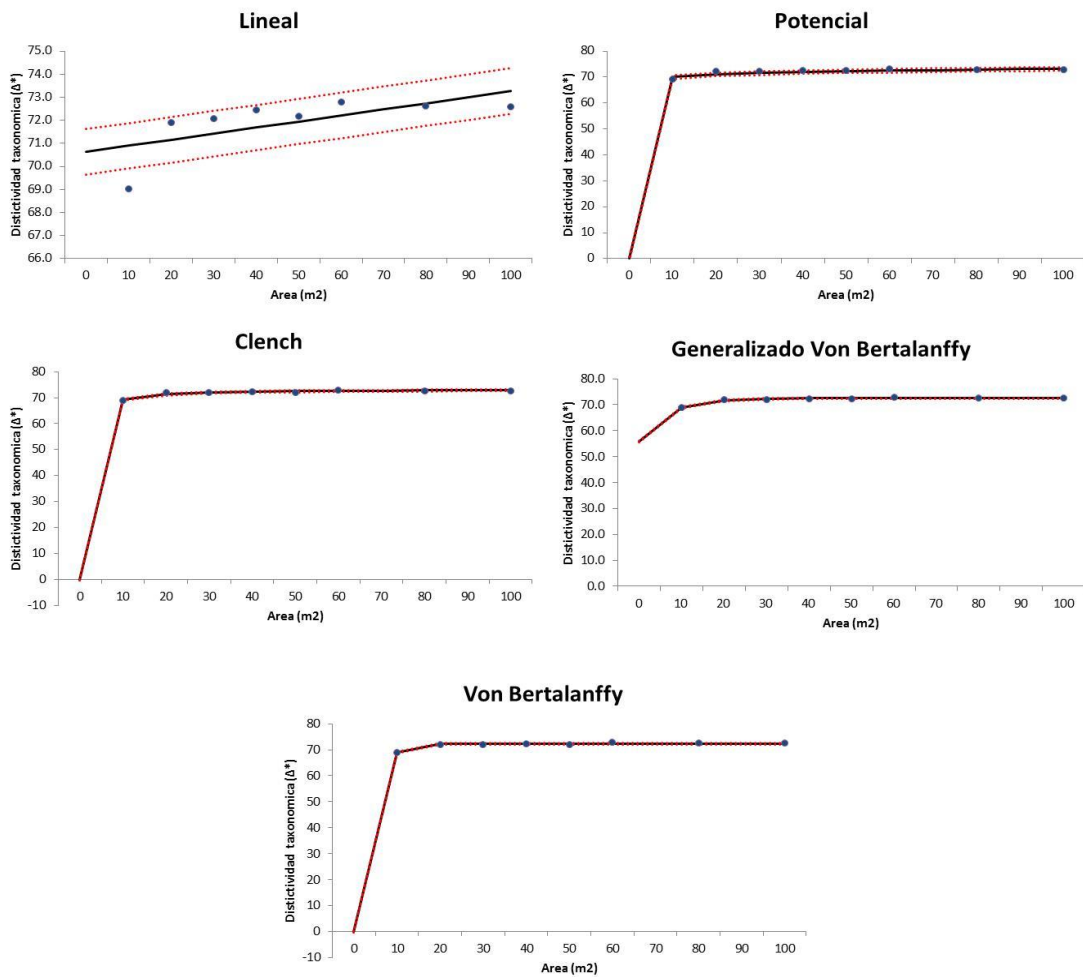


Figura 14 Modelos de distintividad taxonómica estimados para invertebrados. La línea negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas representan el error del modelo y los puntos azules el valor observado.

Los valores del índice de distintividad taxonómica promedio se ajustaron de una manera similar en los modelos Clench ($r^2=0.99$) y GVB ($r^2=0.98$), seguido del modelo VB ($r^2=0.90$). El modelo lineal fue el que menor ajuste presento ($r^2=0.58$). Los valores de la asíntota de los modelos de GVB, Clench y VB presentaron valores muy similares (73.45, 74.42 y 73.21, respectivamente). El modelo que mejor describió el comportamiento de la riqueza fue el de Clench (AIC= -27.46).

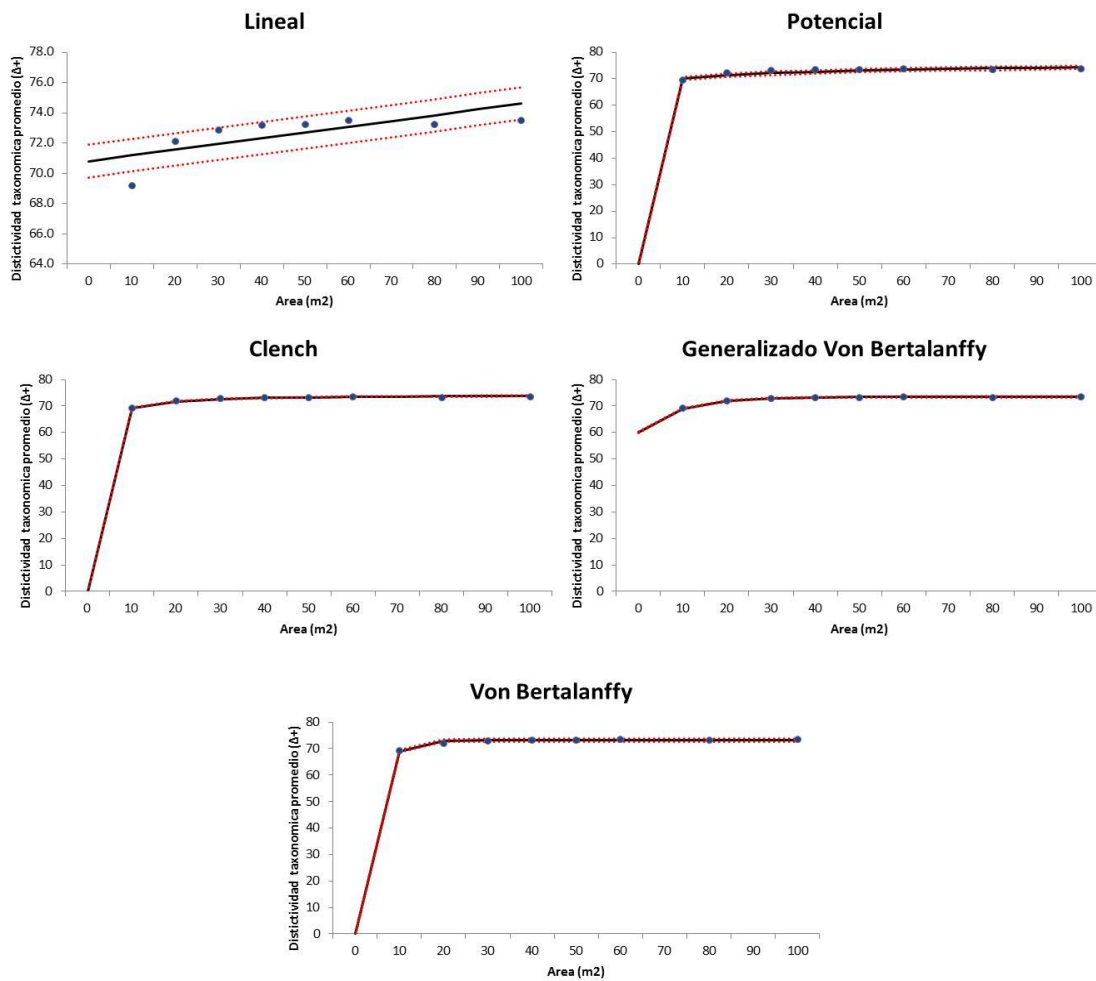


Figura 15 Modelos de distintividad taxonómica promedio estimados para invertebrados. La línea negra representa los datos obtenidos del modelo, las líneas discontinuas rojas representan el error del modelo y los puntos el valor observado.

Área adecuada para el monitoreo

En el caso de los peces el valor para el indicador de riqueza se presentó a los 100 m² para todos los modelos (ver Tabla I Anexo V). El índice de abundancia no presentó un cambio menor al 5% de las áreas en todos los modelos (ver Tabla II Anexo V). Mientras que los índices de J' , H' se obtuvo el valor a los 20 m² (ver Tablas III y IV Anexo V). Finalmente, los índices de $\Delta+$ y Δ^* presentaron el cambio a los 40 m² (ver Tablas V y VI Anexo V).

Los resultados obtenidos con los datos de invertebrados fueron menos homogéneos que para los peces. El índice de riqueza presentó el cambio igual o menor al 5% a los 60 m² para los modelos de Clench y VB; mientras que los modelos GVB y Potencial presentaron el cambio a los 70 m² (ver Tabla I Anexo VI). Al igual que los invertebrados, la abundancia de peces no presentó un cambio menor al 5% de las áreas en todos los modelos (ver Tabla II Anexo VI). El índice de equidad presentó un cambio igual o menor al 5% en los diferentes modelos, a 10 m² para el modelo GVB y a los 20 m² para los modelos Clench, VB y Potencial (ver Tabla III Anexo VI). Para el índice de diversidad, los modelos GVB y VB presentaron cambios menores al 5% en el área correspondiente a los 10 m², mientras que los modelos de Clench y Potencial en el área de 20 m² (ver Tabla IV Anexo VI). El índice de Δ^* presentó valores por debajo del 5% en los modelos de Clench, GVB y Potencial en las áreas de 40 m²; mientras que el modelo VB en el área de los 30 m² (ver Tabla V Anexo VI). Por último, el índice de $\Delta+$, presentó cambios menores al 5% en las áreas de 30 m² (modelo VG), 40 m² (modelos Clench y GVB) y 50 m² (ver Tabla VI Anexo VI).

Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)

Los valores promedio de los indicadores de peces muestran que el PNCP presento los valores más altos en los indicadores de riqueza y abundancia, y los menores en equidad y $\Delta+$. Por otro lado, el PNBL presentó los valores más bajos de riqueza, abundancia y diversidad de Shannon. Con respecto al valor del Indicador del Estado de Peces, el PNCP presento el valor más alto, seguido del PNAES. El PNBL obtuvo el menor valor (Tabla III).

Los valores promedio de los indicadores de invertebrados muestran que el PNCP presento los valores más bajo con excepción de la equidad. Mientras que el PNBL obtuvo los valores más altos en riqueza, equidad y diversidad. Esto se ve reflejado en el valor del Indicador del Estado de Invertebrados, siendo el PNBL el que presento el valor más alto y el PNCP el valor más bajo (Tabla IV).

Los resultados del IEGS muestra que el PNCP presento el mayor valor (1.71). Seguido del PNZASL (0.55), el PNAES (-2.00) y el PNBL con el menor valor (-8.70) (Tabla V).

Tabla III. Valor promedio de los indicadores de peces normalizados y del Indicador del Estado de Peces (IEP).

Sitio	S	N	J'	H'	Δ^*	Δ^+	IEP
PNASL	-0.11	-0.11	-2.84	0.10	-0.27	0.14	-3.10
PNBL	-0.43	-0.33	-2.84	-0.25	0.28	-0.06	-3.64
PNAES	0.27	0.11	-2.85	0.15	0.14	-0.05	-2.23
PNCP	0.45	0.55	-2.86	-0.06	-0.12	-0.11	-2.15

Tabla IV. Valor promedio de indicadores de invertebrados normalizados y del Indicador del Estado de Invertebrados (IEI).

Sitio	S	N	J'	H'	Δ^*	Δ^+	IEI
PNASL	-0.20	0.71	-0.68	-0.69	-0.52	0.11	-1.26
PNBL	0.85	-0.04	0.36	0.80	0.30	0.02	2.29
PNAES	-0.07	-0.29	0.08	0.08	0.52	0.32	0.63
PNCP	-0.85	-0.46	0.25	-0.36	-0.47	-0.59	-2.49

Tabla V. Valor de los Indicadores de Estado de Peces e Invertebrados y el Indicador del Estado general de los Sitios (IEGS).

Sitio	IEP+1	IEI+1	IEGS
PNASL	-2.10	-0.26	0.55
PNBL	-2.64	3.29	-8.70
PNAES	-1.23	1.63	-2.00
PNCP	-1.15	-1.49	1.71

Relación entre indicadores

Los resultados de correlación para los indicadores de peces mostraron una relación positiva moderada entre la riqueza y la equidad con respecto a la diversidad de Shannon. Una relación similar se pudo ver entre los indicadores Δ^* y Δ^+ . Por otra parte, los índices de abundancia y equidad presentaron una correlación negativa moderada.

Tabla VI. Resultado de correlación entre los diferentes indicadores de peces. $P < 0.05 = *$; $P < 0.005 = **$.

	S	N	J'	H'	Δ^*	$\Delta+$
S	1					
N	0.46	1				
J'	-0.09	-0.54**	1			
H'	0.66**	-0.09	0.66**	1		
Δ^*	-0.26*	-0.34**	0.15	-0.11	1	
$\Delta+$	-0.08	-0.21*	0.00	-0.10	0.55**	1

Los resultados de los invertebrados mostraron una relación positiva moderada entre la riqueza y la equidad con respecto a la diversidad de Shannon. Esta relación también se observa entre los indicadores Δ^* y $\Delta+$. La relación entre la equidad y la diversidad presento una relación positiva alta. Por otro, lado los índices de abundancia y equidad presentaron una correlación negativa moderada, además el indicador de abundancia presento una correlación negativa baja con respecto a la equidad y la Δ^* .

Tabla VII. Resultado de correlación entre los diferentes indicadores de invertebrados. $P < 0.05 = *$; $P < 0.005 = **$.

	S	N	J'	H'	Δ^*	$\Delta+$
S	1					
N	0.33**	1				
J'	0.06	-0.66**	1			
H'	0.63**	-0.33**	0.80**	1		
Δ^*	0.18	-0.23*	0.26*	0.32**	1	
$\Delta+$	0.30**	0.10	0.09	0.25*	0.60**	1

Discusión

En las últimas dos décadas se ha registrado grandes esfuerzos de conservación por parte de organizaciones de la sociedad civil que buscan la protección de los arrecifes coralinos y rocosos a nivel internacional, regional y local. Estos esfuerzos incluyen el ofrecer fondos y conocimientos orientados a la mejora del monitoreo de todos los tipos de arrecifes de coral y rocosos en el mundo. La Iniciativa Internacional para los Arrecifes de Coral (ICRI, por sus siglas en inglés) inició en 1994 y formó la Red Mundial de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN, por sus siglas en inglés) en 1995 para mejorar e implementar su monitoreo en todo el mundo. Una de las múltiples tareas de la GCRMN, es ayudar a los países en desarrollo a la implementación de programas de monitoreo de los arrecifes, especialmente en áreas marinas protegidas. Otra organización internacional es Reef Check, la cual se fundó en 1997 para monitorear el estado de los arrecifes de coral a través de voluntarios de las comunidades costeras. Esta organización, cuenta con un programa de monitoreo en más de 90 países, generando además información sobre el estado de otros ecosistemas como son los arrecifes rocosos y bosques dominados por algas marinas (i.e. bosques de Kelps). La Red Internacional de Acción para los Arrecifes de Coral (ICRI o ICRAN, por sus siglas en inglés) impulsa la gestión de proteger los arrecifes de coral, principalmente en las áreas marinas protegidas. Esta organización se ha enfocado en la realización de monitoreos en sitios clave con el propósito de documentar el efecto de las áreas marinas protegidas, lo que traerá consigo apoyo para otras regiones cercanas. También se han desarrollan numerosos programas de monitoreo de los arrecifes de coral como

son: Degradación de los Arrecifes Coralinos en el Océano Indico (CORDIO, por sus siglas en inglés), Evaluación Rápida de los Arrecifes del Golfo y Atlántico (AGRRA, por sus siglas en inglés) y el Programa de Productividad Marina Costera del Caribe (CARICOMP, por sus siglas en inglés). Los cuales son utilizados por diferentes investigadores para poder evaluar en escalas geográficas menores (locales o regionales) los arrecifes, en base a diferentes métricas (indicadores) que buscan responder preguntas específicas.

Aunque el monitoreo a nivel mundial se enfoca principalmente en los arrecifes coralinos, también existen otros programas de monitoreo a nivel regional de arrecifes rocosos y bosques dominados por plantas marinas por parte de universidades e institutos de investigación, organizaciones de la sociedad civil, comunidades pesqueras y agencias de gobierno (Shuman *et al.* 2004; Rigby *et al.* 2007; Caldwell 2011; Fernández *et al.* 2012; SEMARNAT 2014; Sánchez-Rodríguez *et al.* 2014). Todos estos monitoreos buscan evaluar el impacto antropogénico en cada sitio, midiendo el estado de conservación o salud del ecosistema a escalas geográficas locales y regionales.

Una de las regiones en México con mayor interés para la conservación y protección de la biodiversidad marina es el Golfo de California (Enríquez-Andrade *et al.* 2005; Lluch *et al.* 2007). El cual ha sido, y sigue siendo, monitoreado en los ecosistemas marinos, principalmente arrecifes rocosos, de las Áreas Naturales Protegidas durante largas series de tiempo (Saldívar-Lucio 2010; Fernández-Rivera Melo *et al.* 2012; Sánchez-Rodríguez *et al.* 2014). Sin embargo, los grupos de

monitoreo de arrecifes rocoso en la región utilizan metodologías con diferentes áreas de muestreo, lo cual hace que las comparaciones entre los datos sea prácticamente imposible. Una problemática similar se presentó para los arrecifes coralinos en las últimas dos décadas, ocasionando que diversos grupos de trabajo hayan realizado comparaciones entre las metodologías utilizadas para evaluar las comunidades coralinas (Grigg 1999; Leujak y Ormond 2007; McMellor 2007).

Calcular el área adecuada para el monitoreo de peces e invertebrados en Áreas Naturales Protegidas

A la fecha, han sido publicadas varias metodologías para evaluar la flora y fauna de los océanos (Shuman *et al.* 2004; Rigby *et al.* 2007; Caldwell 2011). Por ejemplo, la mayoría de los programas de monitoreo de arrecifes coralinos en el mundo utilizan metodologías que recolectan datos robustos y representativos de los sitios de monitoreo a través de transectos con un área mínima de muestreo determinada, además de un número mínimo de réplicas (Hill y Wilkinson 2004).

El diseño de un programa de monitoreo en cualquier región del mundo, incluido el Golfo de California, debe de partir de la siguiente pregunta: ¿Cuál es el área mínima de muestreo necesaria para lograr la representatividad de los diferentes grupos focales de interés? Para dar respuesta a esta pregunta, varios son los autores que sugieren realizar un monitoreo piloto o prospectivo (Green 1979; Krebs 1999; Hill y Wilkinson 2004) con el objetivo de generar funciones de acumulación que permitirán identificar el área de muestreo y número de réplicas ideal que se utilizarán.

Para determinar el área adecuada del censo tanto en invertebrados como en peces el indicador de abundancia y el índice de equidad no fueron tomados en cuenta, por las siguientes razones: 1. Aun cuando los modelos de abundancia muestran un buen ajuste tanto para invertebrados como peces. Estos modelos nunca alcanzarán una asíntota, debido a que se seguirán sumando individuos al recorrer una mayor área de muestreo, siempre y cuando se siga realizando el monitoreo en el mismo tipo de hábitat. Esta característica que se observa en la abundancia de invertebrados y peces tiene un efecto directo en el índice de equidad, en donde el número de organismos de cada especie juega un papel muy importante en el resultado final de este índice (Qinghong 1995; Moreno 2001). Al recorrer un área pequeña se registra un menor número de especies con abundancias muy similares, mientras que conforme se va aumentando el área de muestreo se observa un mayor número de especies con abundancias muy diferentes. 2) La composición de la comunidad faunística en un arrecife. La cual está compuesta de especies comunes y raras. Las primeras, son aquellas especies que se encuentran en la mayoría de los arrecifes ya que no presentan una afinidad directa con micro hábitats. Mientras que las especies raras, son aquellas que no se encuentran en todos los arrecifes y su presencia está definida por características específicas del hábitat, como lo son los gobios y los halcones de coral (Depczynski y Bellwood 2004). Las abundancias de las especies, sin importar si son comunes o raras, pueden ser altas o bajas. Por ejemplo, especies comunes como la damisela, el sargento y la señorita arcoíris presentan siempre altas abundancias; mientras que el pez globo, ángel rey y pericos que también son especies comunes

presentan bajas abundancias. Conforme se va aumentando el área de muestreo, la presencia de especies aumenta, al igual que las abundancia de estas, lo cual se ve directamente en el cambio de las proporciones, lo que lleva a que los valores del índice de equidad disminuya (Olsewski 2004)

En este estudio, el área ideal de monitoreo se definió como aquella área donde el indicador o índice no presentaba una variación mayor al 5% entre cada área de muestreo. Como cada indicador presento diferente área ideal, se tomó en cuenta el área mayor obtenida por el modelo que mejor ajuste presentó para los diferentes indicadores ecológicos. Para los invertebrados, los resultados muestran que el indicador de diversidad presenta cambios menores al 5% recorriendo un área mínima de 20 m². Mientras que para $\Delta+$ y Δ^* el área mínima de monitoreo correspondió a 40 m². Por último, el índice de riqueza presento la mayor área de monitoreo con 60 m². Para los peces, los indicadores de diversidad, $\Delta+$ y Δ^* el área mínima de monitoreo fue 20 m², mientras que la riqueza presento una variación menor al 5% a los 100 m². Con base a estos resultados, el área ideal de monitoreo para los indicadores de los invertebrados es de 60 m², mientras que para los peces es de 100 m².

Los grupos de monitoreo submarino que evalúan invertebrados en el Golfo de California utilizan dos áreas de monitoreo: el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS) y Centro para la Biodiversidad Marina y Conservación (CMBC, por sus siglas en inglés) realizan monitoreos en un área de 30 m²; mientras que Comunidad y Biodiversidad, A.C.

(COBI), Sociedad de Historia Natural Niparajá (Niparajá), Laboratorio de Sistemas Arrecifales (LAVISA,) y Pesquerías de pequeña escala en el Alto Golfo de California: construyendo puentes entre los procesos humanos y biofísicos (PANGAS) utilizan un área de 60 m². Para el componente íctico se utilizan cuatro diferentes áreas de monitoreo, a saber: COBI, Niparajá y PANGAS monitorean en un área de 60 m²; LAVISA en un área de 100 m²; CIBNOR en un área de 120 m² y, UABCS y CMBC en 250 m². Comparando las áreas de monitoreo de los diferentes grupos con los resultados de este estudio se hacen las siguientes observaciones: 1) subestimación en la composición de algunos de los grupos faunísticos al realizar el monitoreo con un área menor a la ideal identificada en este estudio y 2) descapitalización de recursos humanos (mayor tiempo de muestro) y mayor gasto económico al realizar el monitoreo con un área mayor a la ideal identificada en este estudio.

Indicador del Estado General de los Sitios (IEGS)

A nivel mundial uno de los ecosistemas que cuenta con indicadores de salud más desarrollados son los arrecifes coralinos (Hill y Wilkinson 2004; Caldwell 2011). Los cuales han sido desarrollados e implementados para evaluar su estado a nivel mundial.

El marco conceptual de Arrecifes Saludables (Healthy Mesamerican Reef; McFiled y Kramer 2007) basa su evaluación en diferentes indicadores ecológicos, sociales y económicos. Los elementos que forman el apartado de indicadores ecológicos son la estructura y función de los ecosistemas arrecifales, la cual toma en

cuenta la diversidad de peces, corales y la abundancia de especies focales (i. e. manatis, tiburón ballena y tortugas).

El Índice de Salud Coral (Coral Healthy Index -CHI-; Kaufman *et al.* 2011) evalúa tres elementos para describir la salud del arrecife: bentos (corales y algas), peces y microbios. Los tres elementos en conjunto dan una puntuación de cero (degradado) a uno (sano). Estos puntajes se ponderan por igual y se promedian para dar la puntuación CHI final. La combinación de estos tres elementos es importante porque aun cuando uno de los componentes (i.e. peces) presente una baja puntuación, la puntuación total podrá ser relativamente alta, indicando que el sistema puede recuperarse en el futuro. La razón de utilizar tres indicadores se debe a que el sistema no siempre está en perfecta sincronía, y cada métrica puede dar información sobre las tendencias actuales y futuras del estado de una comunidad de arrecifes.

El índice de la iniciativa de arrecifes Saludables (Healthy Reef Initiative 2012 - SIRHI-) es una combinación de cuatro indicadores: cobertura de coral, cobertura de algas, biomasa de peces herbívoros y biomasa de peces de interés comercial. La cobertura de coral es medida como la proporción de superficie coralina que contribuye a que los arrecifes presenten una tercera dimensión. La cobertura de algas es la proporción del arrecife que está cubierta con algas, las cuales son antagonistas de los corales ya que no permiten el desarrollo de los corales. Biomasa de peces herbívoros, grupo de peces que se alimentan de algas que compiten con el coral por un espacio en los arrecifes. Y biomasa de peces comerciales, los cuales representan un gran valor

económico para el desarrollo de las comunidades rurales. Estos componentes son combinados con el mismo peso.

La Red Internacional de Acción para los Arrecifes de Coral (International Coral Reef Action Network -ICRAN-) desarrolla una estrategia de Manejo Pesquero con Enfoque de Ecosistemas (MPEE-; WWF 2006). Esta estrategia establece una serie de acuerdos de uso, restricciones, monitoreo y evaluación de los ecosistemas en donde se lleva a cabo la pesca en el Arrecife Mesoamericano, esto con el propósito de revertir la degradación de los ecosistemas, lograr y mantener los beneficios socioeconómicos de la pesca y generar el conocimiento que permita entender los efectos de las actividades humanas en los ecosistemas. La estrategia propone un programa de monitoreo que toma en cuenta indicadores que describen la interacción entre la condición del hábitat y la composición de peces. Este último a través del uso de la riqueza, diversidad, distintividad taxonómica, densidad y biomasa.

En los programas de evaluación de arrecifes mencionados anteriormente, la riqueza y diversidad son elementos fundamentales de los indicadores ecológicos para medir el estado en el que se encuentran. Además de otros elementos como la densidad de especies de interés comercial, especies focales, herbívoros y cobertura coralina (Hill y Wilkinson 2004; WWF 2006; McField y Kramer 2007; Kaufman *et al.* 2011). Para los arrecifes rocosos, estos índices de salud no se pueden aplicar ya que los parámetros que miden tienen un efecto positivo o negativo directo en la estructura de los arrecifes coralinos, por ejemplo la pérdida de cobertura coralina, la presencia de erizos que

erosionan el coral, o la presencia de algas que compiten y limitan el crecimiento del coral (McMellor 2007; Reaka y Lombardii 2011; Sweatman *et al.* 2011).

Aburto-Oropeza y colaboradores (2015) proponen un índice para medir la salud de los arrecifes rocosos a través de cinco indicadores que presentaron efectos positivos o negativos en los arrecifes rocosos. Tomaron en cuenta la biomasa de carnívoros y de piscívoros que tiene una relación positiva con la salud de los arrecifes, y la abundancia relativa de zooplanctívoros, estrellas y erizos de mar que presentan una relación negativa. Este índice puede aplicarse de una manera general a cualquier arrecife rocoso del Pacífico México y del Golfo de California. Este índice es pionero en la evaluación de la salud de los arrecifes rocosos ya que contempla tanto la comunidad íctica como la de invertebrados. Sin embargo el índice tiene no toma en cuenta los cambios que se pueden presentarse latitudinalmente en la composición tanto de peces como de invertebrados (Ramírez-Ortiz 2010; Aldana-Moreno 2012). Un ejemplo de esto cambios lo presentan los erizos, los cuales son mas abundantes conforme va aumentando la latitud dentro del Golfo de California (González-Azcarraga 2006). Otro punto importante es que en el Golfo de California la mayor abundancia la presentan peces zooplanctívoros como es el caso de *Chromis atrilobata* y *Abudefduf troschelii* (Fernández-Rivera Melo 2007; Aldana-Moreno 2012). Estos dos factores pudieran enmascarar el verdadero estado de salud de un sitio, ya que afectarían negativamente el valor final del índice.

Con la finalidad de poder evaluar de una manera más integral los diferentes componentes de los arrecifes rocosos del Golfo de California. Se diseñó un indicador que tomara en cuenta parámetros que se encuentran dentro de los objetivos de manejo que tienen las ANP's en México (preservar la biodiversidad y los procesos ecológicos presentes en el área). Como un primer acercamiento a una medida de salud de los ecosistemas rocosos, se desarrolló el "Índice del Estado General de los Sitios" (IEGS), el cual toma en cuenta diferentes indicadores ecológicos y funcionales ampliamente utilizados para determinar la estructura comunitaria de invertebrados y peces (Moreno 2001; Pullin 2002; Pomeroy *et al.* 2006). Los indicadores utilizados para el IEGS fueron la riqueza, abundancia, diversidad, equidad, Δ^* y $\Delta+$. La decisión de tomar en cuenta todos los indicadores para el índice se basó en que ninguno de los indicadores presentó una correlación alta (Tabla VI y VII).

Los resultados obtenidos en el Índice del Estado General de los Sitios nos muestran que el ANP más saludable es el Parque Nacional Cabo Pulmo (Tabla V). Este resultado concuerda con lo reportado por Aburto y colaboradores (2011), quienes evaluaron la recuperación de esta área natural protegida después de 16 años de conservación. Los efectos en diferentes indicadores de las áreas marinas protegidas se pueden presentar entre 6 y 18 años (Dufour *et al.* 1995; Micheli *et al.* 2004; Harmelin *et al.* 2005; McClanahan *et al.* 2007), la recuperación se verá dependiendo de factores como el área de la reserva, la vigilancia y la participación de la comunidad tanto en el monitoreo de sus recursos como en el manejo de estos (McLeod *et al.* 2009; Elliott *et al.* 2010). Por otro lado, el Parque Nacional Bahía de Loreto fue el ANP que presentó el

valor más bajo del índice de salud del ecosistema. El valor se obtuvo ya que la comunidad íctica presentó los valores más bajos del Índice de salud de peces, este deterioro fue reportado por Rife y colaboradores (2013). Los valores bajos obtenidos en el IEGS se pueden deber a la conjunción de varios factores entre los que podemos mencionar la poca área destinada como zona núcleo, las limitadas acciones de manejo en temas de inspección y vigilancia por el tamaño del Parque y el uso pesquero que tienen por parte de diferentes comunidades (Lundquist y Granek 2005; Agardy *et al.* 2011).

Lineamientos para un monitoreo submarino en las ANP's del Golfo de California y Pacífico Mexicano

Varios son los documentos que presentan los lineamientos básicos que deben tener los programas de monitoreo submarino (Atkinson 1994; Vos *et al.* 2000; Elzinga *et al.* 2001; Hill y Wilson 2004; Hodgson *et al.* 2006; Pomeroy *et al.* 2006): recursos, objetivos y el muestreo con su análisis.

El tema de recursos presenta tres apartados claves que son 1) el tiempo, 2) dinero y 3) experiencia. 1) El tiempo nos permite definir el esfuerzo que se realizara para el desarrollo de un monitoreo. La región del Golfo de California presenta una zonificación determinada por aspectos oceanográficos, físicos, químicos y biológicos (Gutiérrez *et al.* 2004; Lluch-Cota *et al.* 2007). En la región se presenta fauna tropical, subtropical y templada (Aceves-Medina *et al.* 2003). Y está dividido en cuatro áreas el Alto Golfo, Las Grandes Islas, Golfo Central y el área Sur (Roden y Emilsson 1980;

Fernández 2007). Otro factor importante que se debe contemplar para desarrollar un programa de monitoreo en el Golfo de California es la temporalidad. Mientras que en la parte sur del Golfo no se presentan cambios en la estructura íctica entre la temporada cálida y la temporada fría (Alvarez-Filip 2004), en latitudes por arriba de los 24°N se observa un efecto claro entre la temporada cálida y fría (Aburto y Balart 2001; Barjau-González *et al.* 2012). Tomando en cuenta este aspecto de temporalidad, se propone realizar el monitoreo en la temporada cálida para que los datos puedan ser comparables entre las diferentes ANP, además durante este tiempo se presenta la mejor visibilidad, lo cual facilita la identificación de especies. 2) El dinero para llevar a cabo el monitoreo en las ANP del Golfo de California proviene de fundaciones nacionales e internacionales, administrados por OSC, y programas del gobierno federal a través del Programa de Conservación para el Desarrollo sostenible (PROCOCODES) y el Programa de monitoreo biológico (PROMOBI), a la fecha el único sitio en el Golfo de California que cuenta con apoyo PROMOBI para la evaluación del ecosistema es Cabo Pulmo, el cual tiene un presupuesto de \$210,000 pesos anuales (http://www.conanp.gob.mx/programas/pdf/promobi_2014/Resultados_PROMOBI_2014.pdf). Tomando en cuenta que se requiere esa cantidad de dinero para la evaluación de una ANP, un programa de monitoreo de arrecifes rocosos dentro de las ANP's del Golfo de California se necesitaría una inversión mínima de \$1,470,000 pesos anuales. 3) Experiencia, se refiere a las personas calificadas para identificar a nivel de especie los organismos que se deseen monitorear (en este caso peces e invertebrados). Además, de que debe de estar familiarizado con procesos oceanográficos, ecológicos y sociales

del lugar o la región. Bajo este concepto de experiencia, los investigadores, manejadores, estudiantes y usuarios de los recursos naturales, como los son pescadores y personas dedicadas al turismo de naturaleza, pueden ser grandes aliados para el desarrollo de un monitoreo en el Golfo de California. Para poder participar en el monitoreo del Golfo de California una persona deberá participar en un entrenamiento teórico y práctico en técnicas de monitoreo e identificación de especies con la finalidad de estandarizar la forma de tomar los datos, y entender los objetivos por los cuales se desarrolla el monitoreo.

El tema de objetivo considera tres puntos importantes: 1) objetivos taxonómicos, 2) objetivos geográficos y 3) objetivos de selección de sitios. Estos tres puntos van de la mano con los objetivos que presentan las diferentes ANP's del Golfo de California: preservar la biodiversidad y los procesos ecológicos presentes en el área (Anónimo 2000, Anónimo 2006a, Anónimo 2006b). 1) Objetivo taxonómico, en el Golfo de California el monitoreo debe incluir a la comunidad de invertebrados y peces, siendo estos dos grupos los más vulnerables a los efectos naturales y antropogénicos (Saenz-Arroyo *et al.* 2005, Sala *et al.* 2004; Turra *et al.* 2013). Además será necesario realizar monitoreos en diferentes hábitats (bosques de sargazo, mantos de rodolitos, etc.) que se presentan las ANP (Sala *et al.* 2000; Suarez-Castillo *et al.* 2013, Hinojosa-Arango y Riosmena-Rodríguez 2004), para poder tener un panorama general en cómo se encuentran diferentes hábitats y su estructura. Para el monitoreo de los invertebrados recomendamos usar un listado de 42 especies, las cuales incluyan macro invertebrados con la finalidad de que puedan ser identificados fácilmente, esta lista fue seleccionada

utilizando criterios como su importancia económica para la pesquería de consumo u ornamental y especies que se encuentran enlistadas bajo alguna categoría en la NOM-059 o en la lista roja de IUCN. Los peces por ser más fáciles de ver e identificar se recomienda contar todo aquel organismo que pase dentro del área del transecto ya sean peces conspicuos o crípticos, además los organismos deberán presentar 2.5 cm como talla mínima ya que el conteo de los organismos de menor tamaño se pueden subestimar. 2) Objetivos geográficos, el monitoreo se deberá hacer a una escala geográfica que incluya las diferentes ANP's del Golfo de California, esto con la finalidad de poder realizar comparaciones directas del estado en el que se encuentra la estructura comunitaria tanto de invertebrados como de peces. Además un programa de monitoreo regional permitirá tomar decisiones de manejo que ayuden a la restauración, recuperación o mantenimiento de especies o ecosistemas no solo a nivel local, sino a un nivel regional (Pomeroy *et al.* 2006). 3) Objetivos de selección de sitios, las ANP's describen en sus programas de manejo la zonificación con la que se rige, esta zonificación presenta tanto zonas como subzonas de usos, las cuales varían en sus nombres dependiendo el programa de manejo que se lea; por ejemplo en el Parque Nacional Cabo Pulmo se cuenta con subzonas de preservación y en de la Reserva de la Biosfera Isla San Pedro Mártir se mencionan subzonas de protección. Para poder evaluar si la zonificación dentro de un ANP está cumpliendo con su propósito de conservación es necesario realizar el monitoreo submarino en las diferentes zonas y subzonas, además de monitorear zonas fuera de las ANP's para poder entender el

efecto que tienen esta herramienta de manejo y conservación en los arrecifes dentro del Golfo de California.

El tema de muestreo y análisis de la información menciona que estos se deben definir con base a los objetivos del monitoreo y a la región que se desea evaluar. Para el muestreo a nivel regional del Golfo de California se propone realizar un monitoreo que utilice transectos de banda con un área de 60m² para invertebrados y 100m² para peces, esto sustentado en los resultados obtenidos en este estudio y discutidos anteriormente. El análisis de la información con indicadores ecológicos nos permite evaluar perturbaciones naturales y antropogénicas en la estructura y función de las diferentes comunidades que se encuentran en un ecosistema (Rogers *et al.* 1999). Los indicadores que se proponen utilizar en un programa de monitoreo para el Golfo de California incluyen diferentes descriptores e índices utilizados en ecología. Los cuales nos ayudan a evaluar el estado de una zona, como los índices de riqueza, abundancia, diversidad de Shannon, equidad de Pielou, distinctividad taxonómica y distinctividad taxonómica promedio (Leonard *et al.* 2006). Además es necesario realizar una evaluación más integral del ecosistema rocoso, que permita utilizar los diferentes indicadores mencionados anteriormente para obtener un solo valor del estado en el que se encuentra un ANP en comparación con el resto. Esto se puede hacer utilizando el Indicador del Estado General de los Sitios, propuesto, analizado y discutido en este estudio.

Finalmente y como resumen un programa de monitoreo ecológico tendrá que ser a largo plazo en los diferentes arrecifes del Golfo de California, deberá utilizar la misma metodología para evaluar la comunidad de invertebrados y peces dentro y fuera de las ANP's utilizando diferentes indicadores ecológicos y otros índices complementarios (Índices de Estado) que nos permitan medir el estado en el que se encuentra los arrecifes rocosos de la región (Figura 16).

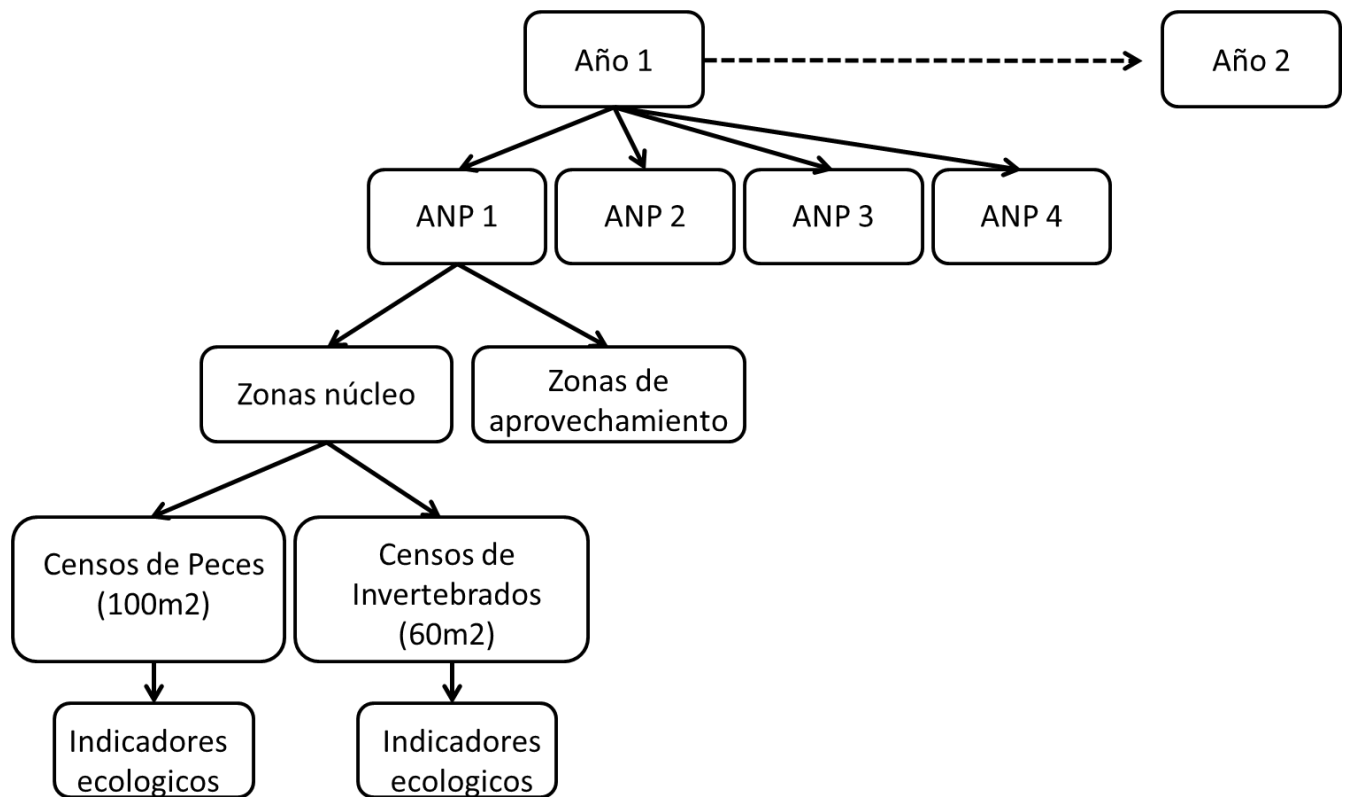


Figura 16 Esquema para el monitoreo submarino en el Golfo de California.

Conclusiones

- La estructura de peces en el Golfo de California se conformó por 95 especies, mientras que la de invertebrados fue de 42 especies.
- Las especies más abundantes de peces fueron *Chromis atrilobata* (Gill, 1862), *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1862) y *Stegastes rectifraenum* (Gill, 1862), que en conjunto representaron el 40% de la abundancia.
- Las especies más abundantes de invertebrados fueron los erizos *Arbacia stellata* (Blainville, 1825; ?Gmelin, 1788), *Eucidaris thouarsii* (Agassiz & Desor, 1846) y *Diadema mexicanum* (Agassiz, 1863) con el 46 % de la abundancia.
- Los datos de peces para riqueza, diversidad de Shannon y el índice de distinctividad taxonómica promedio se ajustaron mejor a los modelos asintóticos de Clench y al generalizado de Von Bertalanffy. Mientras que el valor de equidad presento un mejor ajuste a los modelos lineal y potencial, además este valor disminuye conforme se aumenta el área muestreada.
- Los resultados muestran que el área adecuada de monitoreo para los indicadores utilizados en este trabajo es de 100 m² para peces y de 60m² para invertebrados.
- Un programa de monitoreo en el Golfo de California deberá tomar en cuenta los siguientes puntos: recursos (tiempo, dinero y experiencia), objetivos (taxonómicos, geográficos y selección de sitios) y el muestreo con su análisis (área del censos a utilizar e indicadores para evaluar el ANP).

Literatura citada

Aburto-Oropeza, O. y E.F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of rocky reef in the Gulf of California. *Mar. Ecol.* 22(4): 283-305.

Aburto-Oropeza, O, B. Erisman, G. R. Galland, I. Mascareñas-Osorio, E. Sala, E. Ezcurra. 2011. Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE* 6(8): e23601. doi:10.1371/journal.pone.0023601

Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, J. Moxley, A. Sánchez-Rodríguez, I. Mascareñas-Osorio, C. Sánchez-Ortiz, B. Erisman y T. Rickettsf. 2015. A framework to assess the health of rocky reefs linking geomorphology, community assemblage, and fish biomass. *Ecological Indicators.* 52: 353-361.

Agardya T., G. N. di Sciarab y P. Christiec. 2011. Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy* 7: 226-232.

Aldana-Moreno, A. 2012. Variación espacial de la estructura comunitaria de peces de arrecife de la costa oeste del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones biológicas del Noroeste. 133p

Aceves-Medina, G., S.P. Jimenez-Rosenberg, A. Hinojosa-Medina, R. Funes-Rodriguez, R. J. Saldierna, D. LLuch-Belda, P. E. Smith y W.Watson. 2003. Fish larvae from the Gulf of California. *Scientia Marina* 67: 1-11.

Almada-Villela, P.C, P.F. Sale, G. Gold-Bouchot y B. Kjerfve. 2003. Manual of Methods for the MBRS Synoptic Monitoring Program. Selected Methods for Monitoring

Physical and Biological Parameters for Use in the Mesoamerican Region. Mesoamerican Barrier Reef Ecosystems Project (MBRS). Belize, Belize. Pp. 149. Disponible en: <http://www.mbrs.org.bz/espanol/docBD.htm#doc3>

Álvarez-Filip, L. 2004. Influencia del hábitat sobre la asociación de peces en el arrecife coralino de Cabo Pulmo, B.C.S. México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Estudios Superiores de Ensenada. Ensenada México. 117 pp.

Anónimo. 2000. Programa de conservación y manejo parque Nacional Bahía de Loreto. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.

Anónimo^a. 2006. Programa de conservación y manejo parque Nacional Cabo Pulmo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.

Anónimo^b. 2006. Programa de conservación y manejo parque Nacional Espíritu Santo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.

Barjau-Gonzalez, E., J. Rodriguez-Romero, F. Galvan-Magaña y J. Lopez-Martinez. 2012. Changes in the taxonomic diversity of the reef fish community of San Jose Island, Gulf of California, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 21:3543-3554

Bakus, G.J., 2007. *Quantitative Analysis of Marine Biological Communities*. Wiley, 435 pp.

Bohnsack, J.A. y S.P. Bannerot. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical Report NMFS, 41: 1-15.

- Caldwell, Z. 2011. Reef Fish Surveying Techniques: Assessing the Possibility of Producing Comparable Data through a Standardized Method. Scripps Institution of Oceanography. Center of marine biodiversity and Conservation. http://cmbc.ucsd.edu/Research/student_research/fish_surveys
- Carr, M., C. Syms y J. Caselle. 2001. MLMA Nearshore Reef Monitoring Network (NRMN) Proposal. http://www.piscoweb.org/files/file/Kelp-Forest-Monitoring/crane_protocol.pdf
- Chin, A., T. De Loma, K., Reynter, S., Planes, K., Gerhardt, E, Clua, y L. Burke, C. Wilkinson, 2011. Status of Coral Reefs of the Pacific and Outlook: 2011. Publishers Global Coral Reef Monitoring Network, 260 pp.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 2001 A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. Marine Ecology Progress Series, 216: 265–278.
- Colwell, R. K., C.X. Mao, C. X. y J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology, 85: 2717–2727.
- CONANP. 2006. Resumen ejecutivo del estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida “Parque Nacional Espíritu Santo”. México, D.F., 17 pp.
- CONANP. 2010. Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.

Cudney-Bueno, R., L. Bourillón, A. Sáenz-Arroyo, J. Torre-Cosío, P. Turk-Boyer y W. Shaw 2009. Governance and effects of marine reserves in the Gulf of California, Mexico. *Ocean and Coastal Management*. 52: 207-218.

Depczynski M. y D.R. Bellwood. 2004. Microhabitat utilization patterns in cryptobenthic coral reef fish communities. *Marine Biology*. 145: 455-463.

DOF. 2012. NOM-059-SEMARNAT-2010.
http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf

DOF. 2012. Carta Nacional Pesquera.
<http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/CARTA%20NACIONAL%20PESQUERA/24082012%20SAGARPA.pdf>

DOF. 2014. Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
<http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf>

Dufour, V., Jouvenel, J.Y. y Galzin, R. 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage – comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8: 17–25.

Elliott G., B. Mitchell, B. Wiltshire. I. A. Manan y S. Wismer. 2010. Community Participation in Marine Protected Area Management: Wakatobi National Park, Sulawesi, Indonesia. *Coastal Management*. 29: 295-316.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W. , Willoughby, J.W. y Gibbs, J.P. 2001 *Measuring and Monitoring Plant and Animal Populations*. Published by Blackwell Science Pty, Ltd. Carlton, Victoria. 471pp.

Enríquez-Andrade, R., G. Anaya-Reyna, J. C. Barrera-Guevara, M. Carvajal-Moreno, M. E. Martínez-Delgado, J. Vaca-Rodríguez y C. Valdés-Casillas. 2005. An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean & Coastal Management*. 48: 31-50.

Fernández-Rivera Melo, F.J. 2007. Estructura comunitaria de peces arrecifales en el oeste del Golfo de California. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, 89 pp.

Fernández-Rivera Melo, F.J., A. Hernández-Velasco, M. Luna, A. Lejbowicz y A. Sáenz-Arroyo. 2012. Protocolo de Monitoreo para reservas marinas del Golfo de California. Comunidad y Biodiversidad A.C. Programa Península de Baja California. La Paz, B.C.S., México, 55pp.

Flather, C.H. 1996. Fitting species–accumulation functions and assessing regional land use impacts on avian diversity. *Journal of Biogeography*, 23: 155–168.

GBRMPA Great Barrier Reef Marine Park Authority. 2013. Reef rescue marine monitoring program quality assurance and quality control manual. 2011/12, GBRMPA, Editorial. Townsville. 117pp.

González-Azcárraga, A. 2006. Estructura de las asociaciones de erizos de mar (Echinoidea: Regularia) en arrecifes rocosos del oeste del golfo de California,

Mexico. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz. B.C.S. México 58pp.

González-Cuellar, O. T. 2012. Estructura comunitaria y zonación geografía de peces en arrecifes rocosos del norte del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 72 pp.

Gutiérrez, G. y J. González. 1999. Predicciones de mareas de 1990: estaciones mareográficas del CICESE, Informe Técnico OC-89-01. CICESE, Ensenada.

Gutierrez, O, S.G. Marinone y A. Pares-Sierra. 2004. Lagrangian surface circulation in the Gulf of California from a 3D numerical model. *Deep-Sea Reserch.* 51: 659-672.

Harmelin, J.-G., Bachet, F. y Garcia, F. (1995) Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *PSZN I: Marine Ecology* 16: 233–50

Healthy Reefs Initiative. 2012. Report Card for Mesoamerican Reef. <http://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2012/12/2012-Report-Card.pdf>.

Hernández-Velasco, A. J. 2010. Efecto de la pesca artesanal en la estructura comunitaria de peces de arrecife rocoso del noreste del Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 74 pp.

- Hinojosa-Arango, G. y R. Riosmena-Rodriguez. 2004. Influence of rhodolith-forming species and growth-form on associated fauna of Rhodolith beds in the Central-West Gulf of California, México. *Marine Ecology*. 25, 109-127.
- Hodgson, G. y J. Liebeler. 2002. The global coral reef crisis – trends and solutions. Reef Check, Institute of the Environment, University of California at Los Angeles. 77 pp.
- Hodgson, G., J. Hill, W. Kiene, L. Maun, J. Mihaly, J. Liebeler, C. Shuman, y R. Torres. 2006. Reef Check Instruction Manual: A Guide to Reef Check Coral Reef Monitoring. Reef Check Foundation, Pacific Palisades, California, Estados Unidos. 86pp.
- Jackson, J., K. Cramer, M. Donovan, A. Friedlander, A. Hooten y V. Lam. 2012. Tropical Americas Coral Reef Resilience Workshop. Smithsonian Tropical Research Institute. República de Panamá. 33 pp.
- Kaufman, L., S. Sandin, E. Sala, D. Obura, F. Rohwer y T. Tschirky. 2011. Coral Health Index (CHI): measuring coral community health. Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA., 15pp.
- Lluch-Cota, S. E., E. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Aurióles-Gamboa, J. Bautista-Romero, R. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del-Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavín, D. Lluch-Belda, D. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S. Marinone, M. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E.

- Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C. Salinas-Zavala, R. Schwartzlose y A. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Oceanogr.*, 73, 1–26.
- Lundquist, C.J. y E.F. Granek. 2005. Strategies for Successful Marine Conservation: Integrating Socioeconomic, Political, and Scientific Factors. *Conservation Biology* 19; 1771-1778.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London, 179 pp.
- McClanahan T.R., N.A.J. Graham, J.M. Calnan y M.A. MacNeil 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya *Ecol. Appl.* 17: 1055-1067.
- McField, M. y P. Richards Kramer. 2007. *Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region*, 208 pp.
- McLeod, E., R. Salm, A. Green y J. Almany. 2009. Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 362–370
- McMellor, S. 2007. *A Conservation Value Index to facilitate coral reef evaluation and assessment*. Tesis de Doctorado. Universidad de Essex. Inglaterra.

- Micheli, F., B.S. Halpern, L.W. Botsford, R.R. Warner 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves *Ecol. Appl.* 14; 1709–1723
- Moreno, C.E. y G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology.* 37: 149-158.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 pp.
- Otto, S.B., E.L. Berlow, N.E. Rank, J.S. Miley y U. Brose. 2008. Predator diversity and identity drive interaction strength and trophic cascades in a food web. *Ecology.* 89: 134–144.
- Olszewski, T. 2004. A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. *OIKOS.* 104: 377-387.
- Pomeroy, R.S., J.E. Parks y L.M. Watson. 2006. Cómo evaluar una AMP. Manual de Indicadores Naturales y Sociales para Evaluar la Efectividad de la Gestión de Áreas Marinas Protegidas. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 216 pp.
- Posada, S.L. & Rosero, R. 2007. Comparación de modelos matemáticos: una aplicación en la evaluación de alimentos para animales. *Rev. Col. Cienc. Pec.* 20:141.
- Pulling, A.S. 2002. *Conservation Biology.* Cambridge University Press. 355pp.

- Qinghong, L. 1995, A Model for species diversity monitoring at community level and its applications. *Environmental Monitoring and Assessment*. 34: 271-287.
- Ramirez-Ortiz, G. Estructura comunitaria comparativa de los erizos de mar (Echinoidea: Regularia) en arrecifes del Pacífico Mexicano. Tesis de Licenciatura. Universidad Autonoma de Baja California Sur. 89p.
- Reaka, M. L. y S. A. Lombardi 2011. Hotspots on global Coral Reefs. En F.E. Zachos y J.C. Hable (Eds). *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin. 471-501pp.
- Reyes-Bonilla, H.y A. López Pérez. 2009. Corals and Coral-reef Communities in the Gulf of California. En Johnson M.E y J. Ledesma-Vasquez (eds). *Atlas of Coastal Ecosystems in the Gulf of California: Past and Present*. Universidad de Arizona, 45-57 pp.
- Rife, A.N., O. Aburto-Oropeza, P. A. Hastings, B. Erisman, F. Ballantyne, J. Wielgus, E. Sala y L. Gerberc. 2013. Long-term effectiveness of a multi-use marine protected area on reef fish assemblages and fisheries landings. *Journal of Environmental Management* 117: 276–283.
- Rigby, P.R., K. Iken y Y. Shirayama. 2007. Sampling biodiversity in coastal communities: NaGISA protocols for seagrass and macroalgal habitats. Kyoto University Press. Japon. 145pp.
- Roden, G. I. y I. Emmilson. 1980. Oceanografía física del Golfo de California. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Contribución No. 90. 67pp.

- Sala, E, O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I Parra, J.C. Barrera y P. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: 1991–1993.
- Sale, P. F. 1997. Visual census of reef fishes: how well do we see what is there? *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 2: 1435–1440.
- Shuman, C. S., A. Sáenz-Arroyo, C. Dawson y M. C. Luna. 2010. Manual de instrucción Reef Check California: Guía para el monitoreo del bosque de Sargazo en la península de Baja California. Reef Check Foundation, Pacific Palisades, CA, USA. 53pp.
- Shuman, C. S., C. Dawson, C. Wisniewski, M. Wehrenberg y J. Freiwald. 2011. Reef Check California Instruction Manual: A Guide to Rocky Reef Monitoring, 6th Edition. Reef Check Foundation, Pacific Palisades, California. Estados Unidos. 85pp.
- Soberon, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*. 7: 480-488.
- Steller, D. L, R. Riosmena-Rodriguez y M.S. Foster. 2009. Living Rhodolith Bed Ecosystem in the gulf of California. En Johnson M.E y J. Ledesma-Vasquez (eds). *Atlas of Coastal Ecosystems in the Gulf of California: Past and Present*. Universidad de Arizona, 72-82 pp.
- Suárez Castillo, A.N., R. Riosmena Rodríguez, M. Rojo Amaya, J. Torre Cosío, R. Rioja Nieto, A. Hudson Weaver, T. Pfister, G. Hernández Carmona, G. Hinojosa

- Arango, O. Aburto Oropeza, A L. Figueroa Cárdenas. 2013. Bosques de algas pardas en el golfo de California: *Sargassum*, un hábitat esencial. CONABIO. Biodiversitas, 108:12-16.
- Sweatman H, S. Delean y C. Syms. 2011. Assessing loss of coral cover on Australia's Great Barrier Reef over two decades, with implication for longer-term trends. Coral Reefs 30:521–531
- Tjorve, E. 2003. Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. Journal of Biogeography, 30: 827–835.
- Turra A., A. Cróquer, A. Carranza, A. Mansilla, A.J. Areces, C. Werlinger, C. Martínez-Bayón, C.A. Nassar, E. Plastino, E. Schwindt, F. Scarabino, F. Chow, F.L. Figueroa, F. Berchez, J.M. Hall-Spencer, L.A. Soto, M.S. Buckeridge, M.S. Copertino, M. T. de Széchy, N.P. Ghilardi-Lopes, P. Horta, R. Coutinho, S. Frascetti, Z.M. Leão. 2013. Global environmental changes: setting priorities for Latin American coastal habitats. Global Change Biology, 19: 1965-1969.
- Villaseñor Gómez, J. F. y E. Santana. 2002. El monitoreo de poblaciones: herramienta necesaria para la conservación de aves en México. En: Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (eds.), Conservación de aves experiencias en México. CIPAMEX. 408pp.
- Villáreal-Cavazos, A., H. Reyes-Bonilla, B. Bermudez-Almada y O. Arizpe-Covarrubias. 2000. Los peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México: Lista

sistemática y aspectos de abundancia y biogeografía. *Rev. Biol. Trop.* 48: 413-424.

Warwick, R.M. y K.R. Clarke. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Jour. Appl. Ecol.* 35: 532-543.

Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 944 pp.

Anexo I

Listado sistemático de los peces registrados para el presente estudio.

Phylum Chordata

Clase Osteichthyes

Orden Anguilliformes

Familia Muraenidae

Gymnothorax castaneus (Jordan y Gilbert 1882)

Muraena lentiginosa Jenyns 1842

Orden Beryciformes

Familia Holocentridae

Myripristis leiognathos Valenciennes, 1846

Sargocentron suborbitalis (Gill, 1864)

Orden Gasterosteiformes

Familia Fistularidae

Fistularia commersonii Ruppel, 1835

Orden Scorpaeniformes

Familia Scorpaenidae

Scorpaena plumieri mystes (Jordan y Starks, 1895)

Orden Perciformes

Familia Serranidae

Alphestes immaculatus Breder 1936

Epinephelus analogus Gill 1863

Epinephelus labriformis (Jenyns, 1843)

Cephalopholis panamensis (Steindachner, 1876)

Mycteroperca rosacea (Streets, 1877)

Mycteroperca xenarcha Jordan, 1888

Paralabrax maculatofasciatus (Steindachner 1868)

Paranthias colonus Valenciennes, 1855

Serranus psittacinus Valenciennes 1855

Familia Carangidae

Caranx caballus Günther 1869

Trachinotus rhodopus Gill 1863

Familia Sciaenidae

Pareques viola (Gilbert, in Jordan & Evermann 1898)

Familia Lutjanidae

Hoplopagrus guntheri Gill, 1862

Lutjanus argentiventris (Peters, 1869)

Lutjanus novemfasciatus Gill 1862

Lutjanus viridis (Valenciennes, 1845)

Familia Haemulidae

Anisotremus interruptus (Gill, 1862)

Anisotremus davidsoni Steindachner 1876)

Anisotremus taeniatus (Gill, 1861)

Haemulon flaviguttatum Gill 1862

Haemulon maculicauda (Gill 1862)

Haemulon sexfasciatum Gill, 1863

Haemulon steindachneri (Jordan y Gilbert 1882)

Familia Mullidae

Mulloidichthys dentatus (Gill, 1863)

Familia Kyphosidae

Girella simplicidens Osburn y Nichols, 1916

Kyphosus elegans (Peters, 1869)

Familia Chaetodontidae

Chaetodon humeralis Gunther, 1860

Forcipiger flavissimus Jordan y McGregor 1898

Johnrandallia nigrirostris (Gill, 1862)

Familia Pomacanthidae

Holacanthus clarionensis Gilbert, 1890

Holacanthus passer Valenciennes, 1846

Pomacanthus zonipectus (Gill 1862)

Familia Pomacentridae

Abudefduf declivifrons (Gill 1862)

Abudefduf troscheli (Gill, 1862)

Chromis atrilobata Gill, 1862

Chromis limbaughi Greenfield y Woods 1980

Microspathodon bairdii (Gill 1862)

Microspathodon dorsalis (Gill, 1862)

Stegastes acapulcoensis (Fowler, 1944)

Stegastes flavilatus (Gill, 1863)

Stegastes rectifraenum (Gill, 1863)

Familia Cirrhitidae

Cirrhitichthys oxycephalus (Bleeker, 1855)

Cirrhites rivulatus Valenciennes, 1855

Familia Mugilidae

Mugil curema Valenciennes, 1836

Familia Labridae

Bodianus diplotaenia (Gill, 1863)

Halichoeres chierchiae Caporiacco, 1947

Halichoeres dispilus (Gunther, 1864)

Halichoeres melanosis (Gilbert 1890)

Halichoeres nicholsi (Jordan y Gilbert, 1881)

Halichoeres notospilus (Gunther, 1864)

Novaculichthys taeniourus (Lacépède 1801)

Thalassoma grammaticum Gilbert, 1890

Thalassoma lucasanum (Gill, 1863)

Semicossyphus pulcher (Ayres 1854)

Familia Sparidae

Calamus brachysomus (Lockington 1880)

Familia Scaridae

Nicholsina denticulata (Evermann y Radcliffe, 1917)

Scarus compressus (Osburn y Nichols, 1916)

Scarus ghobban Forskaal, 1775

Scarus perrico Jordan y Gilbert, 1881

Scarus rubroviolaceus Bleeker, 1847

Familia Blenniidae

Ophioblennius steindachneri Jordan y Evermann, 1898

Plagiotremus azaleus (Jordan y Bollman, 1890)

Familia Acanthuridae

Acanthurus nigricans (Linnaeus, 1758)

Acanthurus triostegus (Linnaeus, 1758)

Acanthurus xanthopterus Valenciennes, 1835

Prionurus punctatus Gill, 1862

Familia Zanclidae

Zanclus cornutus (Linnaeus, 1758)

Familia Tripterygiidae

Crocodylichthys gracilis Allen y Robertson 1991

Familia Gobidae

Lythrypnus dalli (Gilbert 1890)

Orden Tetraodontiformes

Familia Balistidae

Balistes polylepis Steindachner, 1876

Pseudobalistes naufragium (Jordan y Starks, 1895)

Sufflamen verres (Gilbert y Starks, 1904)

Familia Tetraodontidae

Arothron meleagris (Bloch y Schneider, 1801)

Canthigaster punctatissima (Gunther, 1870)

Sphoeroides annulatus (Jenyns 1842)

Sphoeroides lobatus (Steindachner 1870)

Familia Diodontidae

Diodon holocanthus Linnaeus, 1758

Diodon hystrix Linnaeus, 1758

Familia Ostraciidae

Ostracion meleagris Shaw in Shaw & Nodder 1796

Anexo II

Listado sistemático de los invertebrados registrados para el presente estudio.

Phylum Arthropoda

Clase Malacostraca

Orden Decapoda

Familia Inachidae

Stenorynchus debilis (Smith, 1871)

Familia Palinuridae

Panulirus inflatus White, 1847

Phylum Echinodermata

Calse Asteroidea

Orden Forcipulatida

Familia Heliasteridae

Heliaster kubiniji Xantus, 1860

Orden Spinulosida

Familia Echinasteridae

Echinaster tenuispinus Verrill, 1871

Orden Valvatida

Familia Acanthansteridae

Acanthaster plancii (Linnaeus, 1758)

Familia Asterodiscididae

Amphiaster insignis Verrill, 1868

Familia Asteropseidae

Asteriopsis carinifera (Lamarck, 1816)

Familia Mithrodiidae

Mithrodia bradleyi Verrill, 1870

Familia Ophidiasteridae

Leiaster teres (Verrill, 1871)

Linckia culumbiae Gray, 1840

Pharia pyramidata (Gray, 1840)

Phataria unifascialis (Gray, 1840)

Familia Oreasteridae

Nidorella armata (Gray, 1840)

Pentaceraster cummingii (Gray, 1840)

Clase Echinoidea

Orden Cidaroida

Familia Cidariidae

Eucidaris thouarsii (L. Agassiz & Desor, 1846)

Orden Diadematoida

Familia Diadematidae

Centrostephaunus coronatus (Verill, 1867)

Diadema mexicanum A. Agassiz, 1863

Orden Echinoida

Familia Echinometridae

Echinometra vamburtoni A. Agassiz, 1863

Familia Toxopneustidae

Toxopneustes roseus (A. Agassiz, 1863)

Tripneustes depressus A. Agassiz, 1863

Orden Phymosomatoida

Familia Arbaciidae

Arbacia incisa (Blainville, 1825; ?Gmelin, 1788)

Clase Holothuroidea

Orden Apodida

Familia Synaptidae

Euapta godeoffroyi (Semper, 1868)

Orden Aspidochirota

Familia Holothuriidae

Holothuria sp Linnaeus, 1767

Familia Stichopodidae

Isostichopus fuscus (Ludwig, 1875)

Phylum Mollusca

Clase Bivalvia

Orden Ostreoida

Familia Gryphaeidae

Hyotissa hyotis (Linnaeus, 1758)

Familia Ostreidae

Ostrea sp Linnaeus, 1758

Familia Spondylidae

Spondylus crassisquama Lamarck, 1819

Spondylus limbatus G. B. Sowerby II, 1847

Orden Pterioida

Familia Pinnidae

Atrina maura (G. B. Sowerby I, 1835)

Pinna rugosa G. B. Sowerby I, 1835

Familia Pteriidae

Pinctada mazatlanica (Hanley, 1856)

Pteria sterna (Gould, 1851)

Clase Cephalopoda

Orden Octopoda

Familia Octopodidae

Octopus sp Cuvier, 1797

Clase Gastropoda

Orden Neogastropoda

Familia Conidae

Conus sp Linnaeus, 1758

Familia Muricidae

Hexaplex princeps (Broderip, 1833)

Orden Neotaenioglossa

Familia Strombidae

Strombus galeatus Swainson, 1823

Orden Nudibranchia

Familia Chromodorididae

Felimida marislae (Bertsch 1973)

Felimare agassizii (Bergh, 1894)

Felimare californiensis (Bergh, 1879)

Familia Polyceridae

Tamja abdere Farmer, 1978

Tamja eliora (Er. Marcus & Ev. Marcus, 1967)

Orden Sacoglosa

Familia Plakobrachidae

Elysia diomedea (Bergh, 1894)

Anexo III

Tabla I. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de riqueza de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todo) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	4.58	0.24	1046	3192.34	-801.38	27418.64	0.99	0.31	0.00	0.00	
GVB	prom	0.80	0.95	5	-0.92	12.64	1.28	1.28	0.15	0.01	0.00	16.20
CI	todo	4.50	0.27	1047	3153.51	0.43	0.03	0.02	0.00			
CI	prom	0.77	0.95	6	-3.84	0.46	0.06	0.02	0.00			18.44
VB	todo	4.52	0.26	1047	3163.71	15.13	0.33	0.02	0.00			
VB	prom	0.95	0.92	6	-0.40	15.04	0.70	0.02	0.00			15.04
Po	todo	4.50	0.27	1047	3156.73	2.38	0.22	0.36	0.02			
Po	prom	0.84	0.94	6	-2.33	2.55	0.49	0.35	0.04			
Li	todo	4.57	0.24	1047	3189.98	7.26	0.28	0.05	0.00			
Li	prom	1.31	0.85	6	4.66	7.42	0.92	0.05	0.01			

Tabla II. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de abundancia de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	219.71	0.00	1046	11314.05	0.00	0.00	4.19E+31	4.19E+31	0.00	0.00	
GVB	prom	15.32	0.99	5	46.31	907.72	408.15	1.00	0.02	0.00	0.00	910.25
CI	todo	192.66	0.23	1047	11037.47	2.66	0.23	0.00	0.00			
CI	prom	13.92	0.99	6	42.50	2.72	0.20	0.00	0.00			1525.90
VB	todo	192.67	0.23	1047	11037.49	927.08	310.28	0.00	0.00			
VB	prom	14.01	0.99	6	42.60	871.40	217.78	0.00	0.00			871.40
Po	todo	192.69	0.23	1047	11037.79	4.43	1.23	0.85	0.06			
Po	prom	14.31	0.99	6	42.94	4.80	1.14	0.84	0.05			
Li	todo	192.83	0.23	1047	11039.24	25.54	11.60	1.95	0.11			
Li	prom	17.03	0.98	6	45.72	28.28	11.94	1.93	0.11			

Tabla III. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de equidad de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (Cl), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todo) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	es	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	0.13	0.04	1046	-4257.79	5.10	326.72	1.15	9.29	0.00	0.01	
GVB	prom	0.01	0.92	5	-70.57	0.22	0.79	4.28	11.53	0.00	0.01	0.96
Cl	todo	0.13	0.00	1047	-4220.31	9.78E+05	2.05E+11	1.40E+06	2.94E+11			
Cl	prom	0.03	0.00	6	-54.46	2.90E+06	4.49E+12	4.18E+06	6.47E+12			0.69
VB	todo	0.13	0.00	1047	-4220.31	0.70	0.00	0.96	76729.36			
VB	prom	0.03	0.00	6	-54.46	0.69	0.69	1.30	1.30			0.69
Po	todo	0.13	0.04	1047	-4260.56	0.88	0.03	-0.06	0.01			
Po	prom	0.01	0.96	6	-79.46	0.88	0.02	-0.06	0.00			
Li	todo	0.13	0.04	1047	-4259.84	0.74	0.01	0.00	0.00			
Li	prom	0.01	0.94	6.00	-76.66	0.74	0.01	0.00	0.00			

Tabla IV. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de diversidad de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	0.17	0.07	1046	-3657.48	-8.97	375.65	0.93	2.89	0.00	0.00	
GVB	prom	0.03	0.87	5	-54.15	0.33	0.09	2.29	0.68	0.03	0.01	0.76
CI	todo	0.17	0.10	1047	-3691.13	0.09	0.01	0.12	0.01			
CI	prom	0.03	0.85	6	-56.77	0.10	0.02	0.13	0.03			0.79
VB	todo	0.17	0.08	1047	-3670.74	0.73	0.01	0.06	0.00			
VB	prom	0.04	0.75	6	-52.35	0.74	0.02	0.07	0.01			0.74
Po	todo	0.17	0.09	1047	-3684.78	0.42	0.02	0.12	0.01			
Po	prom	0.03	0.78	6	-53.60	0.43	0.05	0.11	0.03			
Li	todo	0.17	0.07	1047	-3659.76	0.62	0.01	0.00	0.00			
Li	prom	0.05	0.59	6	-48.42	0.62	0.03	0.00	0.00			

Tabla V. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de distintividad taxonómica de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	2.81	0.01	1046	2171.64	-76.37	25088.93	0.50	165.16	0.00	0.02	
GVB	prom	0.14	0.76	5	-29.08	-5.88	83.35	-5.50	92.24	0.00	0.01	32.36
CI	todo	2.82	0.00	1047	2174.91	2.77E+07	1.69E+12	7.30E+05	4.45E+10			
CI	prom	0.26	0.00	6	-21.42	5.42E+07	9.81E+12	1.43E+06	2.59E+11			37.90
VB	todo	2.82	0.00	1047	2174.91	37.95	0.09	1.15	13593.62			
VB	prom	0.26	0.00	6	-21.42	37.90	37.90	1.13	1.13			37.90
Po	todo	2.81	0.00	1047	2171.10	39.06	0.58	-0.01	0.00			
Po	prom	0.18	0.53	6	-27.38	38.90	0.40	-0.01	0.00			
Li	todo	2.81	0.01	1047	2169.63	38.28	0.17	0.00	0.00			
Li	prom	0.12	0.77	6	-33.00	38.23	0.09	0.00	0.00			

Tabla VI. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de distintividad taxonómica promedio de peces. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	3.12	0.01	1046	2389.78	30.95	1926.20	2.27	79.21	0.00	0.01	
GVB	prom	0.23	0.79	5	-20.96	9.08	16.57	4.42	8.07	0.11	0.09	40.08
CI	todo	3.12	0.01	1047	2385.17	58.99	16.90	1.46	0.42			
CI	prom	0.12	0.93	6	-33.27	57.53	6.62	1.42	0.17			40.40
VB	todo	3.12	0.01	1047	2388.46	40.01	0.10	0.18	0.02			
VB	prom	0.23	0.75	6	-23.13	40.07	0.09	0.18	0.01			40.07
Po	todo	3.12	0.01	1047	2385.58	37.80	0.60	0.01	0.00			
Po	prom	0.15	0.89	6	-30.06	37.69	0.31	0.01	0.00			
Li	todo	3.12	0.01	1047	2387.81	39.40	0.19	0.01	0.00			
Li	prom	0.24	0.72	6	-22.25	39.36	0.17	0.01	0.00			

Anexo IV

Tabla I. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de riqueza de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todo) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	2.84	0.27	1107	2319.66	-484.51	13984.40	0.99	0.29	0.00	0.00	
GVB	prom	0.17	0.99	5	-25.31	8.43	0.33	1.37	0.04	0.02	0.02	11.54
CI	todo	2.82	0.28	1108	2299.25	0.59	0.04	0.05	0.00			
CI	prom	0.36	0.97	6	-15.95	0.60	0.06	0.05	0.01			12.23
VB	todo	2.84	0.26	1108	2320.55	9.99	0.20	0.04	0.00			
VB	prom	0.60	0.92	6	-7.71	10.01	0.45	0.04	0.01			10.01
Po	todo											
Po	prom	0.18	0.99	6	-26.85	2.13	0.12	0.35	0.01			
Li	todo	2.84	0.27	1108	2317.29	4.87	0.17	0.06	0.00			
Li	prom	0.57	0.93	6	-8.54	4.88	0.40	0.06	0.01			

Tabla II. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de abundancia de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo											
GVB	prom	6.74	0.95	5	33.16	141.68	64.54	1.02	0.06	0.01	0.01	144.37
CI	todo	61.08	0.12	1108	9129.09	1.47	0.18	0.01	0.00			
CI	prom	6.13	0.95	6	29.37	1.54	0.23	0.01	0.00			210.72
VB	todo	61.08	0.12	1108	9129.18	138.66	32.07	0.01	0.00			
VB	prom	6.20	0.95	6	29.55	131.40	31.89	0.01	0.00			131.40
Po	todo											
Po	prom	6.19	0.95	6	29.53	3.19	1.12	0.73	0.08			
Li	todo	61.14	0.12	1108	9131.34	10.78	3.57	0.83	0.07			
Li	prom	6.97	0.94	6	31.42	11.96	4.88	0.82	0.09			

Tabla III. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de equidad de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	0.18	0.01	1107	-3805.84	-0.10	0.04	-7.29	3.38	0.02	0.02	
GVB	prom	0.02	0.84	5	-63.51	0.45	3.77	2.87	15.54	0.00	0.01	1.30
CI	todo	0.18	0.00	1108	-3793.40	8.54E+05	2.23E+11	1.08E+06	2.82E+11			
CI	prom	0.04	0.00	6	-52.76	7.70E+06	8.12E+12	9.64E+06	1.02E+13			0.80
VB	todo	0.18	0.00	1108	-3793.40	0.79	0.01	1.90	1.17E+05			
VB	prom	0.04	0.00	6	-52.76	0.80	0.80	2.63	2.63			0.80
Po	todo											
Po	prom	0.00	0.99	6	-89.33	0.85	0.01	0.00	0.00			
Li	todo	0.18	0.01	1108	-3807.00	0.83	0.01	0.00	0.00			
Li	prom	0.01	0.85	6	-68.20	0.97	0.01	-0.05	0.00			

Tabla IV. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de diversidad de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	0.21	0.08	1107	-3492.32	-9.60	315.61	0.94	1.96	0.00	0.01	
GVB	prom	0.04	0.81	5	-48.95	-10.95	868.67	0.95	4.13	0.00	0.02	-10.38
CI	todo	0.21	0.10	1108	-3514.30	0.15	0.02	0.18	0.02			
CI	prom	0.01	0.98	6	-71.57	0.15	0.01	0.19	0.01			0.79
VB	todo	0.21	0.08	1108	-3494.54	0.72	0.01	0.11	0.01			
VB	prom	0.03	0.83	6	-53.82	0.72	0.01	0.12	0.01			0.72
Po	todo											
Po	prom	0.01	0.97	6	-67.09	0.39	0.02	0.15	0.01			
Li	todo	0.21	0.08	1108	-3494.59	0.57	0.01	0.00	0.00			
Li	prom	0.04	0.81	6	-52.77	0.57	0.03	0.00	0.00			

Tabla V. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de distintividad taxonómica de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todo) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	9.48	0.00	1107	4994.22	83.28	9462.97	1.85	96.71	0.00	0.03	
GVB	prom	0.25	0.97	5	-19.64	16.56	6.23	4.38	1.65	0.16	0.04	72.46
CI	todo	9.45	0.01	1108	4985.45	134.29	40.17	1.83	0.56			
CI	prom	0.36	0.92	6	-15.86	129.22	15.56	1.76	0.22			73.27
VB	todo	9.44	0.01	1108	4984.80	72.34	0.31	0.31	0.03			
VB	prom	0.29	0.95	6	-19.37	72.36	0.11	0.31	0.01			72.36
Po	todo	9.48	0.00	1108	4992.24	70.91	0.55	0.02	0.01			
Po	prom	0.70	0.72	6	-5.31	67.09	1.24	0.02	0.00			
Li	todo	9.48	0.00	1108	4992.24	70.91	0.55	0.02	0.01			
Li	prom	0.99	0.44	6	0.15	70.63	0.69	0.03	0.01			

Tabla VI. Valores de los diferentes modelos utilizados para el indicador de distintividad taxonómica promedio de invertebrados. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li). Cuando se utilizaron todos los datos (todos) y cuando se utilizaron los valores promedio (prom). Error estándar del modelo (esm). Coeficiente de determinación (r^2). Grados de libertad (g.l.). Criterio de información de Akaike (AIC). Parámetros del modelo (a,b y c) y su error estándar (es). Asíntota del modelo (As).

Modelo	datos	esm	r^2	g.l.	AIC	a	es	b	es	c	es	As
GVB	todo	8.76	0.01	1107	4817.77	-299.87	5.20E+04	0.76	41.13	0.00	0.02	
GVB	prom	0.24	0.98	5	-20.41	13.30	2.34	5.52	0.98	0.11	0.02	73.45
CI	todo	8.71	0.02	1108	4805.15	102.75	21.55	1.38	0.30			
CI	prom	0.18	0.99	6	-27.46	101.23	4.60	1.36	0.06			74.42
VB	todo	8.72	0.02	1108	4808.19	73.11	0.28	0.29	0.02			
VB	prom	0.52	0.90	6	-10.19	73.21	0.20	0.29	0.01			73.21
Po	todo											
Po	prom	0.65	0.84	6	-6.47	66.19	1.13	0.03	0.00			
Li	todo	8.75	0.01	1108	4815.73	71.04	0.51	0.04	0.01			
Li	prom	1.07	0.58	6	1.41	70.81	0.75	0.04	0.01			

Anexo V

Tabla I. Valores calculados de la riqueza de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	6.13	0.31	6.67	0.16	5.49	0.27	7.23	0.36	8.36	0.05
40	9.20	0.15	9.01	0.12	8.98	0.17	9.21	0.10	9.29	0.05
60	11.05	0.09	10.78	0.09	11.19	0.11	10.60	0.07	10.23	0.05
80	12.28	0.06	12.11	0.07	12.60	0.07	11.72	0.06	11.17	0.05
100	13.16	0.04	13.11	0.05	13.49	0.04	12.66	0.05	12.10	0.05
120	13.82	0.03	13.87	0.04	14.06	0.03	13.49	0.04	13.04	0.05
140	14.33	0.03	14.44	0.03	14.42	0.02	14.24	0.04	13.97	0.05
160	14.74	0.02	14.88	0.02	14.65	0.01	14.92	0.03	14.91	0.05
180	15.08	0.02	15.20	0.02	14.79	0.01	15.54	0.03	15.84	0.05
200	15.36	0.01	15.45	0.01	14.88	0.00	16.12	0.03	16.78	0.05

Tabla II. Valores calculados de la abundancia de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	52.54	2.63	53.57	2.55	52.07	2.60	59.04	2.95	66.90	1.93
40	101.58	2.45	101.73	2.41	101.03	2.45	105.50	2.32	105.51	1.93
60	147.47	2.29	147.19	2.27	147.07	2.30	148.17	2.13	144.12	1.93
80	190.49	2.15	190.09	2.15	190.35	2.16	188.53	2.02	182.74	1.93
100	230.90	2.02	230.58	2.02	231.05	2.03	227.27	1.94	221.35	1.93
120	268.95	1.90	268.79	1.91	269.31	1.91	264.77	1.87	259.97	1.93
140	304.82	1.79	304.86	1.80	305.29	1.80	301.25	1.82	298.58	1.93
160	338.70	1.69	338.90	1.70	339.12	1.69	336.90	1.78	337.19	1.93
180	370.75	1.60	371.02	1.61	370.92	1.59	371.82	1.75	375.81	1.93
200	401.12	1.52	401.34	1.52	400.83	1.50	406.12	1.72	414.42	1.93

Tabla III. Valores calculados de la equidad de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	0.69	0.03	0.73	0.00	0.69	0.03	0.75	0.04	0.73	0.00
40	0.69	0.00	0.72	0.00	0.69	0.00	0.72	0.00	0.72	0.00
60	0.69	0.00	0.71	0.00	0.69	0.00	0.70	0.00	0.71	0.00
80	0.69	0.00	0.70	0.00	0.69	0.00	0.69	0.00	0.70	0.00
100	0.69	0.00	0.69	0.00	0.69	0.00	0.68	0.00	0.69	0.00
120	0.69	0.00	0.69	0.00	0.69	0.00	0.68	0.00	0.68	0.00
140	0.69	0.00	0.68	0.00	0.69	0.00	0.67	0.00	0.67	0.00
160	0.69	0.00	0.67	0.00	0.69	0.00	0.67	0.00	0.66	0.00
180	0.69	0.00	0.66	0.00	0.69	0.00	0.66	0.00	0.66	0.00
200	0.69	0.00	0.64	0.00	0.69	0.00	0.66	0.00	0.65	0.00

Tabla IV. Valores calculados de la diversidad de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	0.57	0.03	0.57	0.01	0.55	0.03	0.60	0.03	0.64	0.00
40	0.66	0.00	0.65	0.00	0.69	0.01	0.65	0.00	0.66	0.00
60	0.70	0.00	0.70	0.00	0.73	0.00	0.68	0.00	0.67	0.00
80	0.72	0.00	0.73	0.00	0.73	0.00	0.71	0.00	0.69	0.00
100	0.73	0.00	0.74	0.00	0.74	0.00	0.72	0.00	0.71	0.00
120	0.74	0.00	0.75	0.00	0.74	0.00	0.74	0.00	0.73	0.00
140	0.75	0.00	0.75	0.00	0.74	0.00	0.75	0.00	0.74	0.00
160	0.75	0.00	0.75	0.00	0.74	0.00	0.76	0.00	0.76	0.00
180	0.76	0.00	0.76	0.00	0.74	0.00	0.77	0.00	0.78	0.00
200	0.76	0.00	0.76	0.00	0.74	0.00	0.78	0.00	0.79	0.00

Tabla V. Valores calculados de distintividad taxonómica de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	37.90	1.90	38.17	0.00	37.90	1.90	38.21	1.91	38.17	0.00
40	37.90	0.00	38.10	0.00	37.90	0.00	38.05	0.01	38.10	0.00
60	37.90	0.00	38.03	0.00	37.90	0.00	37.96	0.00	38.03	0.00
80	37.90	0.00	37.96	0.00	37.90	0.00	37.90	0.00	37.96	0.00
100	37.90	0.00	37.89	0.00	37.90	0.00	37.85	0.00	37.89	0.00
120	37.90	0.00	37.82	0.00	37.90	0.00	37.81	0.00	37.82	0.00
140	37.90	0.00	37.75	0.00	37.90	0.00	37.77	0.00	37.76	0.00
160	37.90	0.00	37.69	0.00	37.90	0.00	37.74	0.00	37.69	0.00
180	37.90	0.00	37.62	0.00	37.90	0.00	37.71	0.00	37.62	0.00
200	37.90	0.00	37.56	0.00	37.90	0.00	37.69	0.00	37.55	0.00

Tabla VI. Valores calculados de distintividad taxonómica promedio de peces con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
20	39.03	1.95	38.97	0.40	39.02	1.95	39.21	1.96	39.48	0.01
40	39.70	0.03	39.95	0.05	40.04	0.05	39.57	0.02	39.59	0.01
60	39.93	0.01	40.07	0.01	40.07	0.00	39.79	0.01	39.71	0.01
80	40.05	0.01	40.08	0.00	40.07	0.00	39.94	0.01	39.83	0.01
100	40.12	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.06	0.01	39.95	0.01
120	40.16	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.15	0.00	40.06	0.01
140	40.20	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.24	0.00	40.18	0.01
160	40.22	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.31	0.00	40.30	0.01
180	40.24	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.37	0.00	40.42	0.01
200	40.26	0.00	40.08	0.00	40.07	0.00	40.43	0.00	40.53	0.01

Anexo VI

Tabla I. Valores calculados de la riqueza de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	4.05	0.40	4.68	0.16	3.59	0.36	4.77	0.48	5.51	0.06
20	6.08	0.20	5.96	0.13	5.89	0.23	6.08	0.13	6.13	0.06
30	7.31	0.12	7.00	0.10	7.37	0.15	7.01	0.09	6.76	0.06
40	8.12	0.08	7.85	0.08	8.31	0.09	7.76	0.07	7.39	0.06
50	8.71	0.06	8.54	0.07	8.92	0.06	8.39	0.06	8.02	0.06
60	9.15	0.04	9.10	0.06	9.31	0.04	8.94	0.06	8.65	0.06
70	9.49	0.03	9.55	0.05	9.56	0.03	9.44	0.05	9.28	0.06
80	9.76	0.03	9.92	0.04	9.73	0.02	9.89	0.05	9.90	0.06
90	9.99	0.02	10.23	0.03	9.83	0.01	10.31	0.04	10.53	0.06
100	10.17	0.02	10.47	0.02	9.90	0.01	10.70	0.04	11.16	0.06

Tabla II. Valores calculados de la abundancia de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	14.34	1.43	15.46	1.28	13.97	1.40	17.02	1.70	20.14	0.82
20	26.85	1.25	27.07	1.16	26.46	1.25	28.18	1.12	28.31	0.82
30	37.87	1.10	37.64	1.06	37.62	1.12	37.85	0.97	36.48	0.82
40	47.63	0.98	47.26	0.96	47.59	1.00	46.66	0.88	44.66	0.82
50	56.36	0.87	56.01	0.87	56.50	0.89	54.89	0.82	52.83	0.82
60	64.20	0.78	63.97	0.80	64.47	0.80	62.68	0.78	61.00	0.82
70	71.28	0.71	71.21	0.72	71.58	0.71	70.12	0.74	69.18	0.82
80	77.70	0.64	77.80	0.66	77.95	0.64	77.27	0.72	77.35	0.82
90	83.57	0.59	83.80	0.60	83.63	0.57	84.19	0.69	85.53	0.82
100	88.93	0.54	89.26	0.55	88.71	0.51	90.90	0.67	93.70	0.82

Tabla III. Valores calculados de la equidad de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	0.80	0.08	0.84	0.00	0.80	0.08	0.86	0.09	0.84	0.00
20	0.80	0.00	0.83	0.00	0.80	0.00	0.83	0.00	0.83	0.00
30	0.80	0.00	0.82	0.00	0.80	0.00	0.81	0.00	0.82	0.00
40	0.80	0.00	0.81	0.00	0.80	0.00	0.80	0.00	0.81	0.00
50	0.80	0.00	0.80	0.00	0.80	0.00	0.79	0.00	0.80	0.00
60	0.80	0.00	0.79	0.00	0.80	0.00	0.78	0.00	0.79	0.00
70	0.80	0.00	0.78	0.00	0.80	0.00	0.77	0.00	0.78	0.00
80	0.80	0.00	0.77	0.00	0.80	0.00	0.77	0.00	0.77	0.00
90	0.80	0.00	0.76	0.00	0.80	0.00	0.76	0.00	0.76	0.00
100	0.80	0.00	0.75	0.00	0.80	0.00	0.76	0.00	0.75	0.00

Tabla IV. Valores calculados de la diversidad de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	0.52	0.05	0.59	0.00	0.49	0.05	0.55	0.06	0.59	0.00
20	0.63	0.01	0.62	0.00	0.65	0.02	0.61	0.01	0.62	0.00
30	0.67	0.00	0.64	0.00	0.70	0.00	0.65	0.00	0.64	0.00
40	0.70	0.00	0.66	0.00	0.71	0.00	0.68	0.00	0.66	0.00
50	0.71	0.00	0.68	0.00	0.72	0.00	0.70	0.00	0.68	0.00
60	0.73	0.00	0.71	0.00	0.72	0.00	0.72	0.00	0.71	0.00
70	0.73	0.00	0.73	0.00	0.72	0.00	0.74	0.00	0.73	0.00
80	0.74	0.00	0.75	0.00	0.72	0.00	0.75	0.00	0.75	0.00
90	0.75	0.00	0.77	0.00	0.72	0.00	0.77	0.00	0.77	0.00
100	0.75	0.00	0.80	0.00	0.72	0.00	0.78	0.00	0.80	0.00

Tabla V. Valores calculados de distintividad taxonómica de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	69.33	6.93	69.02	1.31	68.97	6.90	70.08	7.01	70.90	0.03
20	71.25	0.19	71.75	0.27	72.20	0.32	71.00	0.09	71.16	0.03
30	71.91	0.07	72.31	0.06	72.36	0.02	71.54	0.05	71.42	0.03
40	72.24	0.03	72.43	0.01	72.36	0.00	71.93	0.04	71.69	0.03
50	72.44	0.02	72.46	0.00	72.36	0.00	72.24	0.03	71.95	0.03
60	72.58	0.01	72.46	0.00	72.36	0.00	72.49	0.02	72.22	0.03
70	72.68	0.01	72.46	0.00	72.36	0.00	72.70	0.02	72.48	0.03
80	72.75	0.01	72.46	0.00	72.36	0.00	72.88	0.02	72.74	0.03
90	72.81	0.01	72.46	0.00	72.36	0.00	73.04	0.02	73.01	0.03
100	72.85	0.00	72.46	0.00	72.36	0.00	73.19	0.01	73.27	0.03

Tabla VI. Valores calculados de distintividad taxonómica promedio de invertebrados con cada modelo. Modelo Generalizado de von Bertalanffy (GVB), Clench (CI), von Bertalanffy (VB), Potencial (Po) y Lineal (Li), porcentaje de cambio en el indicador entre cada área del transecto (%).

Área	CI	%	GVB	%	VB	%	Po	%	Li	%
10	69.32	6.93	69.05	0.89	69.04	6.90	70.17	7.02	71.19	0.04
20	71.78	0.25	72.00	0.29	72.98	0.39	71.41	0.12	71.57	0.04
30	72.64	0.09	72.97	0.10	73.20	0.02	72.15	0.07	71.95	0.04
40	73.08	0.04	73.30	0.03	73.21	0.00	72.68	0.05	72.33	0.04
50	73.34	0.03	73.40	0.01	73.21	0.00	73.09	0.04	72.71	0.04
60	73.52	0.02	73.44	0.00	73.21	0.00	73.43	0.03	73.09	0.04
70	73.65	0.01	73.45	0.00	73.21	0.00	73.72	0.03	73.47	0.04
80	73.74	0.01	73.45	0.00	73.21	0.00	73.97	0.03	73.85	0.04
90	73.82	0.01	73.45	0.00	73.21	0.00	74.19	0.02	74.23	0.04
100	73.88	0.01	73.45	0.00	73.21	0.00	74.39	0.02	74.61	0.04