



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

RELACIÓN ENTRE LA TALLA DE COLONIAS
CORALINAS Y LA DIVERSIDAD DE PECES,
COMO GUÍA PARA LA RESTAURACIÓN DE
ARRECIFES

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

IRENE ANTONINA SALINAS AKHMADEEVA

DIRECTOR DE TESIS: DR. HÉCTOR REYES BONILLA
CO-DIRECTOR: DR- ROBERTO LINDIG CISNEROS

MORELIA, MICHOACÁN

OCTUBRE, 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

RELACIÓN ENTRE LA TALLA DE COLONIAS
CORALINAS Y LA DIVERSIDAD DE PECES,
COMO GUÍA PARA LA RESTAURACIÓN DE
ARRECIFES

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

IRENE ANTONINA SALINAS AKHMADEEVA

DIRECTOR DE TESIS: DR. HÉCTOR REYES BONILLA
CO-DIRECTOR: DR- ROBERTO LINDIG CISNEROS

MORELIA, MICHOACÁN

OCTUBRE, 2018



**COORDINACIÓN DE LA LICENCIATURA EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES
CAMPUS MORELIA**

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



LIC. IVONNE RAMÍREZ WENCE
DIRECTORA
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 09** del **Comité Académico** de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES), Unidad Morelia celebrada el día **27 de agosto del 2018**, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional de la alumna **Irene Antonina Salinas Akhmadeeva**, de esta Licenciatura y con número de cuenta **414071614**, con la tesis titulada: "Relación entre la talla de colonias coralinas y la diversidad de peces, como guía para la restauración de arrecifes", bajo la dirección como **Tutor** del Dr. Héctor Reyes Bonilla y como **Co-Tutor** el Dr. Roberto Lindig Cisneros.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente: M. en C. Carlos Federico Candelaria Silva
Vocal: Dra. Norma Angélica López Gómez
Secretario: Dr. Héctor Reyes Bonilla
Suplente 1: Dra. Ek Del Val De Gortari
Suplente 2: Dr. Omar Domínguez Domínguez

Sin otro en articular, quedo de usted.

A T E N T A M E N T E
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán, a 27 de septiembre de 2018.

DR. JOSÉ DE JESÚS ALFONSO FUENTES JUNCO
PRESIDENTE DEL COMITÉ ACADÉMICO

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco a la UNAM por otorgarme la Beca de Titulación por Proyectos de Investigación para Egresados de Alto Rendimiento. Esta beca fue un apoyo importante para poder llevar a cabo mi trabajo de campo en Baja California Sur para obtener los datos necesarios para poder realizar efectivamente este proyecto.

Agradezco de corazón a la **Licenciatura en Ciencias Ambientales** por haberme dado la preparación necesaria para comprender la raíz de las problemáticas ambientales con las que coexistimos en el planeta, por instruirme para comenzar mi preparación como profesionista e investigadora en el área, y por convertirme en un puma de hueso colorado. ¡GOYA!

Agradezco eternamente al Dr. Héctor Reyes Bonilla por aceptar dirigir esta tesis y por adoptarme en el Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la Universidad Autónoma de Baja California Sur desde que se me presentó la oportunidad de realizar una estancia de verano con él. De no ser por su apoyo, paciencia y orientación, este proyecto no habría sido posible. Gracias por empujarme a un campo antes tan desconocido para mí.

Agradezco al Dr. Roberto Lindig Cisneros por aceptar codirigir esta tesis y por inspirarme tanto en adentrarme en temas de restauración ecológica. Desde que fue nuestro profesor en la materia de ecología de la restauración durante la carrera quede fascinada con el tema.

Agradezco a los investigadores que aceptaron ser miembros de mi Jurado de Examen. A la Dra. Norma Angélica López Gómez, al M. en C. Carlos Federico Candelaria Silva, a la Dra. Ek del Val de Gortari y al Dr. Omar Domínguez Domínguez. Gracias por su paciencia, su orientación y gran apoyo en este proceso, sin ustedes esto no habría sido posible.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi familia que incansablemente e incondicionalmente me ha apoyado en los tortuosos rumbos que he elegido. Siempre impulsándome a ser mejor, a superarme y a demostrarme que soy mejor de lo que pienso. A mi mamá quien me ha enseñado a admirar todo desde otros ángulos y a apreciar colores que otros no ven. A mi papá quien me ha enseñado a mirar en silencio lo que ocurre a mi alrededor para después cuestionármelo todo, me mostraste la belleza en las ciencias. Sin ustedes el mundo no sería para mí lo que es ahora, algo por lo que vale la pena sudar, luchar y estudiar.

A Juan, mi tormenta. Por apoyarme, escucharme y dejarse sumergir en el tema. Por soportarme en este periodo y ayudarme como ha podido. Por inspirarme a seguir avanzando, seguir aprendiendo y seguir cambiando el mundo, una colonia de coral a la vez.

A mis compañeros de laboratorio, en especial a Rebeca, Daniela, Carlitos, Migui, Christian, Juan Carlos, Penny, Maru, Gina, Damien, Karlita y sobre todo a Manu quien me ofreció su apoyo y asesoría cuando más la necesitaba. Gracias a todos por ayudarme en mi toma de datos, por responder mis dudas, por ayudarme en cuestiones técnicas de la tesis y guiarme dentro del Lab. Gracias por colaborar conmigo en tantas ocasiones. Lo que he aprendido de ustedes me seguirá durante mi rumbo profesional el resto de mi vida.

CONTENIDO

3. INTRODUCCIÓN	11
4. ANTECEDENTES.....	15
5. JUSTIFICACIÓN.....	17
6. OBJETIVOS.....	18
6.1. Objetivo General.....	18
6.2. Objetivos Particulares	18
7. MATERIAL y MÉTODOS.....	18
7.1. Área de estudio	18
1) Localización geográfica de los sitios de muestreo	18
2) Caracterización	19
7.2. Método de muestreo.....	20
7.3. Análisis de datos	21
1) Medidas coralinas.....	21
2) Peces asociados.....	22
3) Índices ecológicos de la comunidad de peces asociada.....	23
4) Análisis de relación entre peces asociados y tallas coralinas	23
8. RESULTADOS	24
8.1. Medidas coralinas	24
8.2. Peces asociados.....	26
8.3. Índices ecológicos de la comunidad de peces asociada.....	32
8.4. Relación entre la talla coralina y la ictiofauna asociada.....	32
9. DISCUSIÓN.....	38
9.1. Medidas coralinas	38

9.2. Peces asociados.....	39
9.3. Índices ecológicos de la comunidad de peces asociados	42
9.4. Relación entre la talla coralina y la ictiofauna asociada	43
10. CONCLUSIONES.....	45
11. RECOMENDACIONES	46
12. BIBLIOGRAFÍA	47
13. ANEXOS	57

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Mapa donde se ubican los sitios de estudio.....	19
Figura 2. Diagrama representativo de las mediciones realizadas a cada colonia coralina con respecto al fondo. Se pueden observar las referencias de las medidas de diámetro mayor (dma), diámetro menor (dme) y altura (alt).	22
Figura 3. Distribución de frecuencias del diámetro mayor (a), diámetro menor (b) y altura (c) de colonias coralinas del género <i>Pocillopora</i> medidas en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).....	26
Figura 4. Distribución de frecuencias del volumen de colonias coralinas del género <i>Pocillopora</i> medidas en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).	26
Figura 5. Relación entre la abundancia relativa y el porcentaje de ocurrencia de los peces asociados a las colonias coralinas censadas. Se hace una distinción por cada grupo: ■ Especies dominantes; ▲ Especies de abundancia moderada; ● Especies raras	27
Figura 6. Abundancia relativa % (a) y Frecuencia de ocurrencia % (b) de las especies categorizadas como dominantes y de abundancia moderada en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).	28
Figura 8. Modelo que representa la tasa de cambio en el aumento de riqueza de especies (a), la abundancia (b); diversidad de Simpson (c); de Shannon-Wiener (d); y, uniformidad de Pielou (e) de peces asociados a las colonias de corales estudiados. El modelo se basa en una curva de tendencia con logaritmo natural.	37

Para evaluar que tanto el modelo se ajusta a los datos reales se comparan los valores de AICc obtenidos entre cada regresión no lineal. Se puede observar que el modelo que representa la tasa de cambio en el aumento de riqueza de especies (S) (Tabla 4), posee un valor de AICc menor al resto de los índices ecológicos.37

Figura 9. Relación entre las medidas de diámetro mayor y menor de las colonias medidas en campo.39

Figura 10. Fotografía de un juvenil de *Holocanthus passer* dentro de las ramificaciones de una colonia de *Pocillopora*. (Foto: Irene Salinas)41

Figura 11. Modelo de crecimiento de colonias de coral *Pocillopora* en el Pacífico Oriental Tropical43

Figura 12. Modelo de crecimiento de colonias de coral *Pocillopora* en el Pacífico Oriental Tropical, acercamiento al área de interés, la cual se encuentra por debajo de los 40,000 cm³44

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Características físicas, número de transectos y cantidad de colonias monitoreadas en cada sitio de estudio.....24

Tabla 2. Lista de especies asociadas a las colonias coralinas censadas en Roca Swan, Punta Arenas y Cabo Pulmo durante dos temporadas, con el porcentaje de abundancia relativa y la frecuencia de ocurrencia durante cada época de estudio (d= especies dominantes; m= de abundancia moderada; r= raras). La lista se encuentra ordenada por abundancia total, comenzando por la especie vista un mayor número de veces.29

Tabla 3. Valores promedio \pm error típico de los índices ecológicos de: riqueza de especies (S); abundancia (N), diversidad de Simpson (D'); de Shannon-Wiener (H'); y, uniformidad de Pielou (J'); y para la comunidad de peces registrada para las colonias coralinas estudiadas y por temporada.32

Tabla 4. Valores de AICc obtenidos para todos los modelos ajustados a los índices de diversidad de peces asociados en relación con el volumen de las colonias censadas.....37

1. RESUMEN

RELACIÓN ENTRE LA TALLA DE COLONIAS CORALINAS Y LA DIVERSIDAD DE PECES, COMO GUÍA PARA LA RESTAURACIÓN DE ARRECIFES

Los arrecifes de coral se enfrentan a múltiples presiones ambientales y antrópicas, y la restauración es una de las herramientas más útiles para ayudar recuperar las condiciones deseadas en estos sistemas. Dado que el éxito de estos proyectos es crucial para mantener los servicios ambientales que estos ecosistemas van a proporcionar a futuro, es fundamental que se evalúen los numerosos esfuerzos llevándose a cabo alrededor del mundo. Actualmente el éxito se ha medido únicamente con base en la supervivencia y a las tasas de crecimiento de las colonias trasplantadas, sin embargo, la mera colocación de colonias sobre un sustrato no garantiza que los corales sean capaces de retomar su función ecológica, ya que los organismos requieren un tamaño mínimo para tener energía suficiente y así poder proveer de refugio y sustentar fauna arrecifal. El objetivo de este proyecto fue detectar las tallas mínimas que deben presentar las colonias del coral ramificado *Pocillopora* spp. (el dominante en el Pacífico americano) para mantener asociaciones estables de peces. El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo, la zona arrecifal de Punta Arenas de La Ventana y el Parque Nacional Cabo Pulmo, en el Golfo de California. En las temporadas de invierno y verano, utilizando buceo autónomo se tomaron las medidas de diámetro mayor, diámetro menor y altura de cada colonia para calcular su volumen, y se censaron visualmente los peces asociados. Con los datos generados y aplicando modelos de regresión no lineal se obtuvieron curvas de abundancia, riqueza y diversidad de los peces con base en el volumen de cada colonia. Los resultados obtenidos demuestran que una colonia de entre 30,000 y 40,000 cm³ muestra un ensamblaje completo de peces, lo que significa que una colonia al llegar a una talla promedio de 58 cm de largo, 44 cm de ancho y 27 cm de alto cumple en la totalidad con su papel ecológico dentro del arrecife lo cual representa una edad aproximada de 7 años. Este estudio genera la información necesaria para conocer el momento en el que una colonia llega a su talla ideal a partir de datos ecológicos, y permite afirmar que una restauración en el Golfo de California no debe considerarse concluida con el simple hecho de fijar fragmentos a un sustrato.

2. ABSTRACT

RELATIONSHIP BETWEEN THE SIZE OF CORAL COLONIES AND THE DIVERSITY OF FISH, AS A GUIDE FOR THE RESTORATION OF REEFS

Coral reefs face multiple environmental and anthropic pressures, restoration is one of the most useful tools to help recover the desired conditions in these systems. Given that the success of these projects is crucial to maintain the environmental services that these ecosystems will provide in the future, it is essential to evaluate the numerous efforts taking place around the world. Currently the success has been measured only based on the survival and growth rates of the transplanted colonies, however, the mere placement of colonies on a substrate does not guarantee that the corals are able to resume their ecological function, since the organisms require a minimum size to have enough energy and thus be able to provide shelter and sustain reef fauna. The objective of this project was to detect the minimum sizes that the colonies of the branched coral *Pocillopora spp.* (the dominant in the American Pacific) to maintain stable associations of fish. The study was carried out in the Archipelago of Espiritu Santo National Park, the reef zone of Punta Arenas in La Ventana and the Cabo Pulmo National Park, in the Gulf of California. In the winter and summer seasons, using autonomous diving, measurements of larger diameter, smaller diameter and height of each colony were taken to calculate its volume, and the associated fish were visually censused. With the data generated and applying non-linear regression models, fish abundance, richness and diversity curves were obtained based on the volume of each colony. The results obtained show that a colony of between 30,000 and 40,000 cm³ shows a complete assembly of fish, which means that a colony reaching an average size of 58 cm long, 44 cm wide and 27 cm high meets the totality with its ecological role within the reef which represents an approximate age of 7 years. This study generates the necessary information to know the moment in which a colony reaches its ideal size from ecological data and allows to affirm that a restoration in the Gulf of California should not be considered concluded with the simple fact of fixing fragments to a substratum.

3. INTRODUCCIÓN

Las colonias de coral son fundamentales para conformar uno de los ecosistemas más productivos del planeta: los arrecifes. Estas estructuras funcionan como sitios de crianza y alimentación, mientras que otorgan protección y espacios para la reproducción de vertebrados e invertebrados (Sheppard et al., 2010; Veron, 2011).

Conforme crecen, los corales precipitan carbonato de calcio (CaCO_3) y construyen sus esqueletos calcáreos, logrando así cubrir el sustrato marino con estructuras tridimensionales de muy diversas formas y tamaños (Done, 2011; Kleypas et al., 2006). Por otro lado, los dinoflagelados simbiotes que habitan sus tejidos (llamados zooxantelas), les proporcionan tal cantidad de energía que les permite cubrir sus requerimientos y generar un excedente que aporta alimento a muchos de los seres vivos que se encuentran asociados a los corales (Hallock & Schlager, 1986). Las estructuras arrecifales tienen fuerte influencia sobre la dinámica de ecosistemas contiguos, e incluso tienen un papel dentro de la dinámica planetaria, formando parte de los ciclos biogeoquímicos, algunos ejemplos son, depositando carbonato de calcio, introduciendo carbono y nitrógeno en la cadena alimenticia. (Díaz-Pérez et al., 2016; Hoegh-Guldberg et al., 2007; Moore et al., 2016; Muscatine & Weis, 1992; Veron, 2011)

Los arrecifes poseen un alto valor biológico y proporcionan al hombre un sinnúmero de servicios ecosistémicos, sustentando pesquerías, otorgando beneficios económicos a través del turismo, sustentando los modos de vida de las comunidades que viven en las costas y otorgando protección a la línea de costa ante tormentas y huracanes (Birkeland, 2015). Lamentablemente estos hábitats están entre los más vulnerables ante los impactos que generan las actividades antrópicas (Li & Reidenbach, 2014; Mcfield & Kramer, 2007; Miller, 2015).

En las últimas décadas las perturbaciones ambientales alcanzaron un impacto global y la degradación de los ecosistemas se vio acelerada (IPCC, 2007). Solamente entre 1997 y 2003 se registró una disminución anual de 3,168 km² de cobertura coralina en el Indo-Pacífico (Bruno & Selig, 2007). El aumento en la frecuencia y la intensidad de eventos como El Niño, tormentas y huracanes, el incremento de la contaminación atmosférica, y las consecuencias del cambio climático, como el aumento de las temperaturas promedio en los océanos y el aumento en la acidificación, han tenido un fuerte impacto sobre los arrecifes, tanto física como fisiológicamente

(Pandolfi et al., 2011). Hablando de forma más local, el desarrollo de las zonas costeras y el consecuente aumento de descargas ricas en nutrientes y sedimentos, y la sobrepesca, han generado cambios químicos y físicos en estos ambientes, alterando procesos ecológicos y la flora y fauna que los hábitats albergan. (Bellwood et al., 2004; Chapin et al., 2000) Vale la pena destacar que es la sinergia de todos los factores afectantes lo que realmente está ocasionando una degradación contundente en los arrecifes, impidiéndoles adaptarse y recuperarse de las perturbaciones (Sale, 2008).

Las comunidades coralinas estudiadas y referidas en esta tesis se desarrollan en el Pacífico Oriental Tropical, y en ellas dominan corales hermatípicos de los géneros *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona* (Cortés, 2011). Las especies que dominan son corales ramificados como *Pocillopora damicornis* y *Pocillopora verrucosa*, y ello provee una ventaja ecológica ya que su complejidad estructural permite albergar numerosos organismos crípticos tales como macro invertebrados y numerosos peces, fungiendo como sitios de refugio (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 2009; Reyes-Bonilla, 2003).

Los arrecifes poseen una organización jerárquica, las especies que conforman su base estructural, los corales, son la cabeza de esta jerarquía ecosistémica. Los corales aumentan la complejidad estructural una vez que las colonias empiezan su crecimiento, permitiendo el establecimiento de otras especies como parte del proceso de colonización de los corales y sucesión (Bruno & Bertness, 2001). Para que el manejo de un ecosistema se lleve a cabo de la forma más efectiva posible, requiere ser igualmente jerárquica, comenzando las medidas de conservación con las especies base (Bruno & Selig, 2007).

Existen múltiples estrategias que buscan manejar y disminuir la degradación de los arrecifes, la más referida y aplicada son las áreas marinas protegidas y todo lo que gire en torno a las mismas. Las implementan organizaciones no gubernamentales, científicos, tomadores de decisiones, las autoridades gubernamentales, entre otros, en un intento de revertir el daño ambiental. Este tipo de herramientas entran dentro de la descripción de “pasivas” (Rinkevich, 2008). Lamentablemente se señala que este tipo de medidas de manejo no serán suficientes. Realizar un manejo activo y efectivo de los corales, como la restauración, permitiría optimizar su resiliencia y revertir su deterioro (Goreau & Hilbertz, 2005; Precht & Robbart, 2006).

La restauración se ha convertido en la acción de manejo con más expectativa para la recuperación de estos hábitats en casos en los que se han visto deteriorados (Precht & Robbart, 2006). Cada vez hay más esfuerzos de restauración coralina por todo el mundo, y existen proyectos con todo tipo de metodologías. Ejemplo son aquellos donde se busca fijar a algún sustrato fragmentos de corales rotos (Bruckner & Bruckner, 2001), reunir corales fragmentados en guarderías localizadas a media agua para aumentar la dispersión de larvas y su trasplante posterior (Amar & Rinkevich, 2007), otros proyectos consisten en tener guarderías de metal o cuerda para propagar fragmentos para su eventual reubicación en el arrecife (Young et al., 2012), este es un método muy popular entre los corales *Acropora* del caribe, otro método es el de introducir estructuras en el arrecife sobre las cuáles se adhieren fragmentos de coral, como los Reef Balls™ (Sherman et al., 2002), o los BIOROCK® que además emplean electrólisis en el agua salada para generar gradientes de energía que aceleran el crecimiento del coral (Goreau & Hilbertz, 2005).

No obstante, aún queda en duda la posibilidad de que las actividades de restauración logren realmente cumplir su objetivo de restaurar los arrecifes (Baums, 2008). Esto se debe a que el éxito de un proyecto de este tipo depende principalmente de la extensión superficial del esfuerzo, el costo de inversión, el tipo de coral que se restaura, la localización geográfica del sitio, entre otros (Yeemin, Sutthacheep, & Pettongma, 2006).

Cada proyecto, dependiendo del método utilizado y del alcance planeado, involucra una inversión monetaria para llevarse a cabo. Proyectos anteriores han tenido precios que van desde \$13,000 a \$100,000,000 USD por hectárea de coral restaurado (Spurgeon & Lindahl, 2000), en promedio cada metro cuadrado de coral restaurado cuesta aproximadamente \$5,000.00 USD. Esto es consistente con el valor de \$6,024.00 USD otorgado a cada metro cuadrado de superficie arrecifal de las islas de Hawái, este es un valor estimado en beneficios y servicios ecosistémicos (Cesar & Beukering, 2004). Llevar a cabo un proyecto que no cumpla con el objetivo inicial resulta en una pérdida económica bastante alta, tomando en cuenta que los arrecifes son los ecosistemas costeros más caros de restaurar (Bayraktarov et al., 2016), por lo que continuamente se busca reducir costos al momento de llevar a cabo una restauración (Figueroa-Camacho & Nava, 2015).

Los estudios sobre restauración se han centrado en determinar la tasa de crecimiento de las especies de coral y sus niveles de mortalidad (Bayraktarov et al., 2016; Rinkevich, 2017), sin embargo, no existen estudios que mencionen la importancia de conocer los organismos que se

asocian al coral con el fin de evaluar la efectividad de un proyecto de restauración. Estudios de este tipo son importantes porque otorgan la información suficiente para verificar si una restauración cumple eventualmente con su meta inicial, recuperar el funcionamiento del ecosistema (Lindig-Cisneros, 2017).

Los peces óseos están entre las especies que evolutivamente tienen una asociación más cercana con los arrecifes compuestos principalmente de corales escleractinios o corales duros, los cuales se caracterizan secretar esqueletos de carbonato de calcio (CaCO_3) (Reyes et al., 2010). Existen pruebas paleoecológicas que muestran relaciones entre arrecifes coralinos y peces arrecifales, como es el caso de los fósiles del Eoceno hallados en Monte Bolca en las faldas de los Alpes Italianos. Se encontraron 250 especies de peces pertenecientes a 82 familias (Bellwood, 1996; Bellwood, Goatley, Cowman, & Bellwood, 2015), en tiempos antiguos y modernos la asociación de corales y peces representa la manifestación más evidente del funcionamiento adecuado de un ecosistema arrecifal, ya que la ictiofauna forma parte integral de la comunidad arrecifal y representa el conducto principal de la energía en el sistema (Bellwood & Wainwright, 2002).

Este estudio busca usar la información ecológica referente a los peces arrecifales asociados a colonias coralinas del género *Pocillopora* con el fin de encontrar una relación que ayude a determinar el comportamiento de los ensamblajes ícticos y de colonización con respecto a la talla de las colonias a las que se asocian. Se espera que mayor sea la colonia mayor y más complejo será el ensamblaje íctico que tendrá asociado. Esto generaría un primer acercamiento para obtener la información necesaria para modelar y prever posibles resultados en una restauración coralina, dando como resultado un primer esfuerzo de teoría de la restauración ecológica de *Pocillopora* en el Golfo de California.

4. ANTECEDENTES

La restauración en ecosistemas terrestres ha existido por décadas (Lindig-Cisneros, 2017). La restauración coralina por otro lado se puede considerar reciente y poco documentada. Un estudio realizado en la Universidad de James Cook en Australia (Smith & McLeod, 2018) indica que la restauración coralina se puede categorizar en tres etapas históricas. La primera comenzó entre 1970 y 1980 cuando los científicos lograron sumar el buceo SCUBA a sus actividades y la legislación ambiental introdujo el acondicionamiento de nuevo hábitats dando inicio a la colocación de arrecifes artificiales. La segunda etapa ocurrió entre 2000 y 2010 cuando comenzaron las inquietudes respecto al daño causado por ciclones, especies invasoras, sobrepesca, e impacto turístico en arrecifes del caribe, las actividades de restauración involucraban erradicar especies invasoras o remover algas. La tercera se considera del 2016 a la fecha, donde metodologías como la microfragmentación y el mejoramiento genético de larvas se han comenzado a desarrollar. Smith y McLeod (2018) recalcan que en este último bloque ha habido un incremento en los proyectos de restauración que además se ven más influenciados por intereses sociales y mercadotecnia que por una razón legítima de restauración y conservación.

La restauración coralina en México es aún más reciente, el primer proyecto del que se encontró registro data 1995, se refiere al caso de reubicación de fauna bentónica que se realizó para construir el muelle de cruceros de la Isla de Cozumel en Quintana Roo (Conabio, 1998). En el documento no se refieren al proyecto como uno de restauración, pero la metodología y finalidad cumplen el mismo propósito, trasladar de lugar fragmentos del arrecife a otro sitio para que reanuden su función ecosistémica. Realizando una sencilla búsqueda de noticias con las palabras “restauración coralina México”, se obtienen en Google 329 resultados, el cual representa el 0.016% de los 1,980,000 de resultados obtenidos al buscar en inglés las palabras “coral restoration”. Existen muchos proyectos y esfuerzos de restauración en el país, pero no es comparable con lo que se está llevando a cabo en el resto del mundo.

La restauración en el Pacífico mexicano es aún más reciente, sencillamente porque los arrecifes coralinos son pequeños, están geográficamente aislados entre sí (Reyes-Bonilla, 2003) y su deterioro no es constante o al menos completamente visible. En el 2004 se implementó el “Programa de monitoreo de la restauración del arrecife coralino afectado por el buque tanque

Lázaro Cárdenas II y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur” como lo indica el título, para restaurar un arrecife afectado por la colisión de un buque (Balart Páez & Rubio, 2016). En este programa, 13 años después de colocar fragmentos de *Pocillopora* en las estructuras artificiales en los sitios de restauración, la sobrevivencia coralina se vio reducida a un 1.5%, Según los autores estos números se asocian a la presencia del huracán Odile en el 2014.

Las colonias de corales escleractinios como *Pocillopora* tienen tasas de reclutamiento y reproducción sexual muy baja (Glynn et al, 2017) y poseen una tendencia y susceptibilidad a la fragmentación, esto eventualmente e inevitablemente llevará a una reproducción asexual (Glynn & Enochs, 2011), y los fragmentos resultantes de disturbios naturales o eventos antropogénicos se convierten en potenciales reclutas para proyectos de restauración (Krupp et al., 1993; Tortolero-Langarica et al., 2014).

En el Pacífico mexicano, se conocen 10 estudios de restauración que han utilizado corales del género *Pocillopora*. Entre ellos destacan varios casos del Parque Nacional Islas Marietas al norte de Bahía Banderas en el estado de Nayarit, donde se utilizaron cinchos de plástico y resina epóxica para sujetar fragmentos de oportunidad o vida libre sobre el sustrato rocoso de las Islas (Tortolero-Langarica et al., 2014), (Pérez-Lozano et al., 2009) (Muñiz-anguiano et al., 2017), y el de Bahía de Zihuatanejo en el estado de Guerrero, este empleó mallas metálicas sujetas a las rocas del fondo arrecifal, sobre las mallas se sujetaron fragmentos de coral con cinchos de plástico (Nava & Figueroa-Camacho, 2017), en estos trabajos se mide principalmente la supervivencia de las colonias restauradas con porcentajes mayores a 85%, pero ninguno de estos estudios realizó una evaluación de la fauna asociada o del funcionamiento ecológico de los sistemas restaurados.

5. JUSTIFICACIÓN

Incentivar la recuperación de los arrecifes que se han visto afectados por meteoros o impactos antropogénicos puede resultar en una mejora en la capacidad de estos para depositar carbonatos, ayudando así a mitigar efectos del cambio climático (Rinkevich, 2014). Para lograr eso es necesario conocer las particularidades ecológicas de un sistema, lo que permite tener mejor idea del comportamiento que va a seguir, y del modelo de manejo más adecuado a aplicar. Esto puede evitar efectuar proyectos en los que el sistema no responda de forma óptima (Mumby & Steneck, 2011).

Como se mencionó, los sistemas de evaluación de los proyectos de restauración se enfocan a cuantificar el éxito de un proyecto únicamente midiendo crecimiento y reportando la sobrevivencia (Rodríguez-Troncoso & Tortolero-Langarica, 2015). Desafortunadamente, tomar únicamente en cuenta estos parámetros implica subestimar el verdadero impacto potencial del esfuerzo ya que un coral colocado sobre el fondo por acción humana no está inmediatamente integrado al ecosistema. Esto ocurre cuando ha alcanzado un cierto tamaño suficiente para que sus simbiontes generen energía suficiente para cubrir en exceso sus necesidades metabólicas (Hallock & Schlager, 1986). En ese momento el coral comienza a ser colonizado pues ya ofrece refugio y alimento a sus huéspedes (Stella et al., 2011), sean invertebrados o peces.

Conocer el momento de inicio de la colonización, y determinar si existe saturación de peces en una colonia coralina permitirá tener información invaluable sobre la ecología del coral *Pocillopora*, pues proporciona información acerca de la capacidad de una colonia para sostener una población de especies asociadas con relación a su tamaño. Esta información tiene un alcance mucho mayor por su capacidad de ser utilizado para evaluar proyectos de restauración. El conocimiento obtenido auxiliará la planificación, el monitoreo y la evaluación de proyectos de restauración que se realicen utilizando colonias de coral en el Golfo de California.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo General

Conocer el tamaño necesario para que una colonia de coral del género *Pocillopora* empiece a ser colonizada, para alcanzar un valor máximo de abundancia y diversidad de peces asociados.

6.2. Objetivos Particulares

- a) Obtener medidas de colonias coralinas en tres regiones del suroeste del Golfo de California, durante temporada fría y cálida.
- b) Identificar las especies de peces que se asocian a cada colonia medida durante temporada fría y cálida, y cuantificar los individuos por colonia.
- c) Obtener índices ecológicos (diversidad de Simpson y de Shannon-Wiener, y uniformidad de Pielou) de la comunidad de peces asociados a las colonias censadas.
- d) Conocer la relación entre la talla de los corales y la ictiofauna asociada.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

7.1. Área de estudio

1) Localización geográfica de los sitios de muestreo

El estudio se realizó en los Parques Nacionales Archipiélago de Espíritu Santo y Cabo Pulmo, y en un sitio intermedio adicional en la localidad de Punta Arenas (N 24° 2'38.22" W 109°49'31.40"). Dentro del Parque Nacional Isla Espíritu Santo los datos se obtuvieron del sitio Roca Swan (N 24°23'30.88" W 110°18'19.73"). En el Parque Nacional Cabo Pulmo los sitios fueron: El Bajo (N 23°27'33.9" W 109°24'23.2"), Las Tachuelas (N 23°29'35.94" W 109°27'40.5"), Gavilanes (N 23°27'02.8" W 109°25'27.6"), El Cantil (N 23°26'18.6" W 109°24'43"), Tinajitas (N 23°25'22.4" W 109°25'42.1"), y Arbolitos (N 23°24'17.7" W 109°25'20.2") (figura 1). Estos sitios fueron elegidos por su alta cobertura coralina actual compuesta principalmente por las especies *Pocillopora damicornis* y *Pocillopora verrucosa*. La posibilidad de acudir a tres regiones del suroeste del Golfo de California permitió obtener una alta cantidad de datos y evitar variaciones

inducidas por factores ambientales específicos de cada región. No se hará una diferenciación entre regiones al realizarse el análisis de datos ya que no es el fin del estudio.

Roca Swan se caracteriza por ser un bajo situado al sur de la Isla Espíritu Santo, y posee una profundidad máxima de 8 m. Por otro lado, el arrecife de Punta Arenas posee una pequeña plataforma rocosa somera, a una profundidad de 7 m sobre la que se pueden encontrar las colonias coralinas. Los sitios de Cabo Pulmo varían su profundidad entre 2.5 y 16.5 m, pero igual que los sitios anteriores poseen gran predominancia de colonias de *Pocillopora*.

2) Caracterización

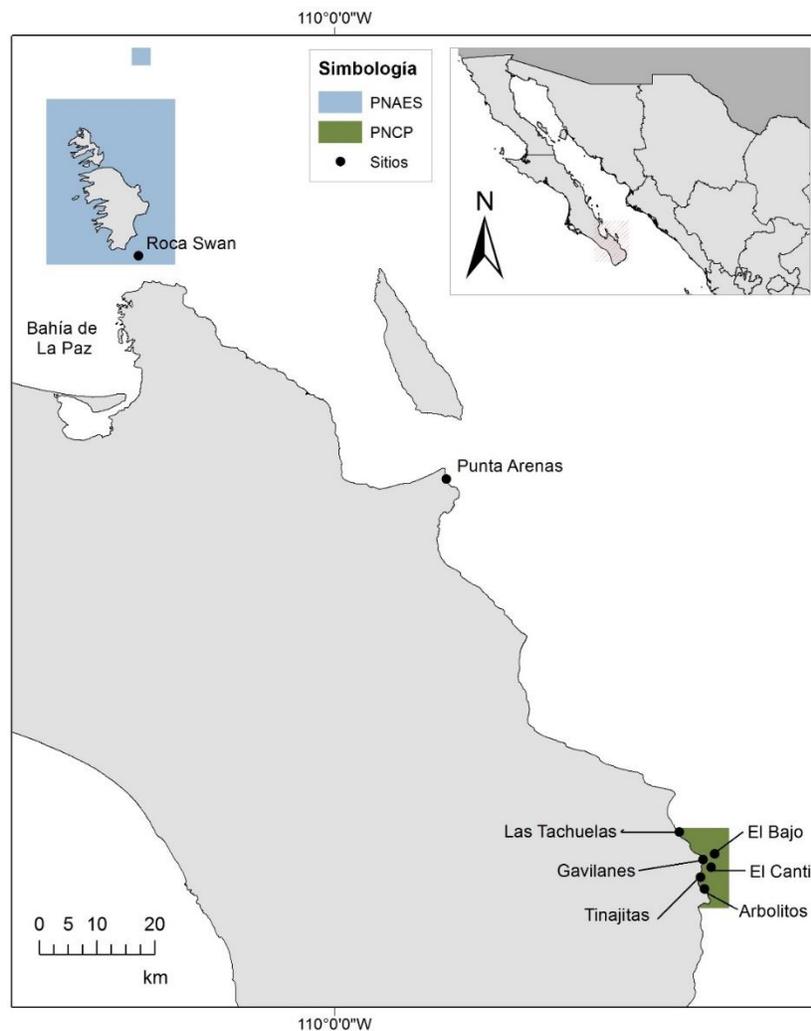


Figura 1. Mapa donde se ubican los sitios de estudio.

7.2. Método de muestreo

Con el fin de abarcar las dos temporadas distinguibles en el Golfo de California anualmente y para abarcar los diversos ensamblajes de peces que se pudieran presentar por la variación en la temperatura (Álvarez-Borrego & Schwartzlose, 1979), se decidió realizar un muestreo en temporada fría (diciembre de 2016 y mayo de 2017) y otro en temporada cálida (julio-noviembre de 2017). Los muestreos fueron hechos en colonias diferentes durante cada temporada.

En cada uno de los sitios y con apoyo de equipo de buceo autónomo se realizaron transectos subacuáticos de 25 metros (cada inmersión con una duración aproximada de 50 minutos). En cada transecto se seleccionaron colonias coralinas del género *Pocillopora* que fueran distinguibles de otras y procurando abarcar una variedad de tamaños para evitar obtener un sesgo. Los corales fueron identificados a nivel de género por sus características morfológicas descritas en la bibliografía (Veron & Stafford-Smith, 2000). La razón de realizar transectos fue para evitar que buzos diferentes muestrearan la misma colonia coralina en múltiples ocasiones.

Se muestrearon aproximadamente 25 colonias por transecto, tomando en cuenta aquellas que se encontrasen a 1 metro de distancia de cada lado de la línea de recorrido. La selección de las colonias se realizó de tal forma que cada una simulara un recluta de trasplante en una restauración, es decir colonias que estuvieran visiblemente separadas de parches coralinos. Se excluyeron colonias cuyo diámetro mayor excediera los 160 cm (ya que en colonias de esta talla es difícil discernir si es una sola o si está compuesta de varias) y aquellas que se encontraran degradadas y/o con muerte parcial.

En cada colonia se realizaron censos de los peces asociados mediante observaciones con duración de 1 minuto por colonia. Los peces fueron censados visualmente, considerando que es la técnica no invasiva más viable para obtener datos tanto cualitativos como cuantitativos sobre los ensamblajes asociados a cada colonia coralina (Bortone et al., 1991; Russell et al., 1978). Fueron censados aquellos peces que se encontraban a una distancia máxima de 30 cm de cada colonia y que tuvieran una relación observable con la misma, es decir peces que se encontraban nadando sobre la colonia o inmóviles a un lado, y que se refugiaron dentro de ella (Coker et al., 2014)

Los buzos encargados de realizar los muestreos fueron meticulosos y cuidadosos al realizar los censos visuales de peces, con el fin, de no subestimar la diversidad y abundancia de los peces asociados a cada colonia de *Pocillopora*. Se cuidó de no contar el mismo individuo más de una

vez. Esto con el fin de asegurar la calidad de los datos posteriormente analizados. Se procuró muestrear una cantidad similar de colonias en cada región, y se obtuvieron *in situ* datos de temperatura y profundidad con computadoras de buceo (Tabla 1).

Los datos obtenidos sobre la identidad de los peces en campo fueron corroborados con guías de identificación de peces tanto físicas como virtuales (Robertson & Allen, 2015), y corroboradas con bases de datos de Fish Base para determinar si las observaciones coincidían con aquella información de presencia y ausencia establecida previamente (Froese & Pauly, 2018).

Posteriormente, se obtuvieron las medidas de la colonia coralina mediante el uso de cintas métricas plásticas con precisión de centímetros. El método utilizado para medir las colonias se basó en el PROTOCOLO AGRRA versión 5.4 el cuál describe la forma ideal de medir una colonia coralina perpendicularmente al sustrato donde se encuentra fijado (Lang et al., 2010). Se obtuvieron el diámetro mayor (dma), el diámetro menor (dme) y la altura (alt) en centímetros (Figura 2) con el fin de calcular posteriormente su volumen.

Era importante seguir el orden metodológico, primero censar los peces y posteriormente obtener el tamaño de la colonia, de esta forma se evitaba ahuyentar prematuramente los peces generando una subestimación de datos.

7.3. Análisis de datos

Para realizar el análisis se excluyeron los datos obtenidos para colonias cuya riqueza de peces era igual a 0. Colonias con riqueza nula podrían explicarse por errores en la metodología o causas de intervención externa que no se van a tomar en cuenta en este estudio. Al omitir estas colonias se logra observar más claramente la correlación que existe entre corales y sus peces asociados.

1) Medidas coralinas

Una vez obtenidas los tamaños de las colonias de coral *in situ* fue necesario calcular su volumen como indicador del espacio potencialmente utilizable por los peces asociados, y además para poder comparar estos valores con los reportados en la literatura.

Al poseer las colonias de *Pocillopora* una forma semiesférica o elipsoidal irregular (Pichon, 1978), es posible calcular su volumen usando las medidas obtenidas en campo de diámetro mayor (dma), diámetro menor (dme) y altura (alt) (Kiel, 2012; Maragos, 1978), con la fórmula de un elipsoide:

$$V = \frac{4}{3} \pi abc$$

Siendo,

$$a = dma / 2$$

$$b = dme / 2$$

$$c = alt / 2$$

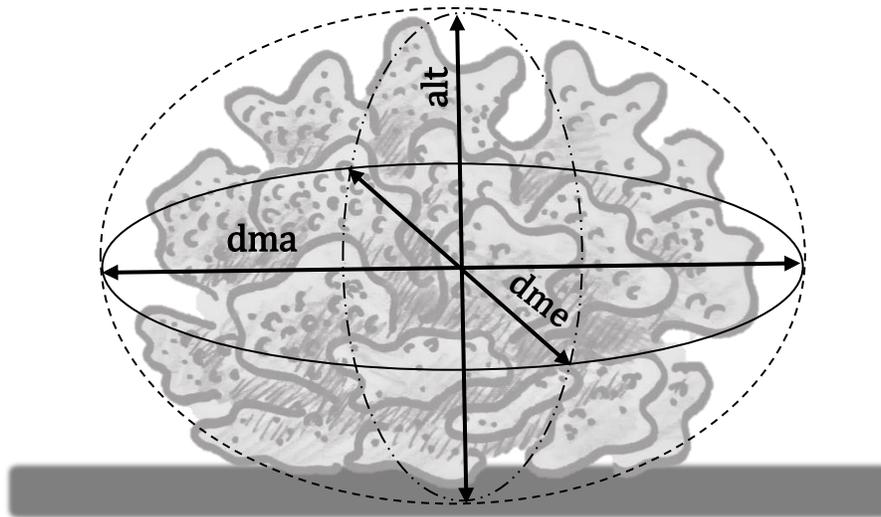


Figura 2. Diagrama representativo de las mediciones realizadas a cada colonia coralina con respecto al fondo. Se pueden observar las referencias de las medidas de diámetro mayor (dma), diámetro menor (dme) y altura (alt).

2) Peces asociados

Lo peces censados fueron analizados de acuerdo con su abundancia, se analizó la riqueza de especies, las familias a las que pertenecían y los géneros. Fue necesario evaluar la abundancia de cada especie, y la frecuencia de ocurrencia sobre cada colonia coralina muestreada. Los análisis

fueron realizados para cada temporada de muestreo (cálida y fría) ya que en la literatura se han registrado distinciones. Se realizó una correlación entre la abundancia relativa y el porcentaje de ocurrencia, esto permitió obtener una distinción entre grupos de abundancia.

3) Índices ecológicos de la comunidad de peces asociada

La unidad de muestreo que se tomó en cuenta para obtener los índices de diversidad fue a nivel de colonia, de esta forma se pueden hacer comparaciones posteriores con la variedad de tamaños que se obtuvieron. Utilizando el software PRIMER ver. 6 (Clarke & Gorley, 2006) se obtuvieron valores promedio y su error típico de los índices de riqueza de especies (S); abundancia (N), diversidad de Simpson (D') (Simpson, 1949); de Shannon-Wiener (H')(Shannon, 1948); y, uniformidad de Pielou (J')(Pielou, 1975). Se obtuvieron promedios para cada temporada de muestreo.

4) Análisis de relación entre peces asociados y tallas coralinas

Para conocer la talla mínima necesaria para que una colonia de *Pocillopora* llegue a una saturación de ictiofauna es necesario realizar un análisis de regresión entre los índices ecológicos obtenidos y las colonias coralinas analizadas usando como variable predictiva la talla (Vol) que tiene cada una.

Para obtener las regresiones se generó una correlación por cada índice de diversidad (riqueza de especies, abundancia, diversidad de Simpson, de Shannon-Wiener y uniformidad de Pielou) utilizando el software de Microsoft Office 365 ProPlus®- Excel 2016 y el programa estadístico STATISTICA ver. 7

Se generó un modelo para entender la forma en la que se están comportando los datos de acuerdo con la curva de tendencia logarítmica que se presenta más adelante. Se realizó análisis no lineal iterativo de ajuste de curvas utilizando el programa CurveExpert Basic ver. 2.1.0 para elegir la que se ajustara de mejor forma a los datos. Por ser modelos de regresión no lineales no es posible obtener un grado de significancia como por ejemplo un valor de p , así que para evaluar qué modelo posee un mejor ajuste a los datos se evaluó el índice de AICc arrojado por CurveExpert.

8. RESULTADOS

8.1. Medidas coralinas

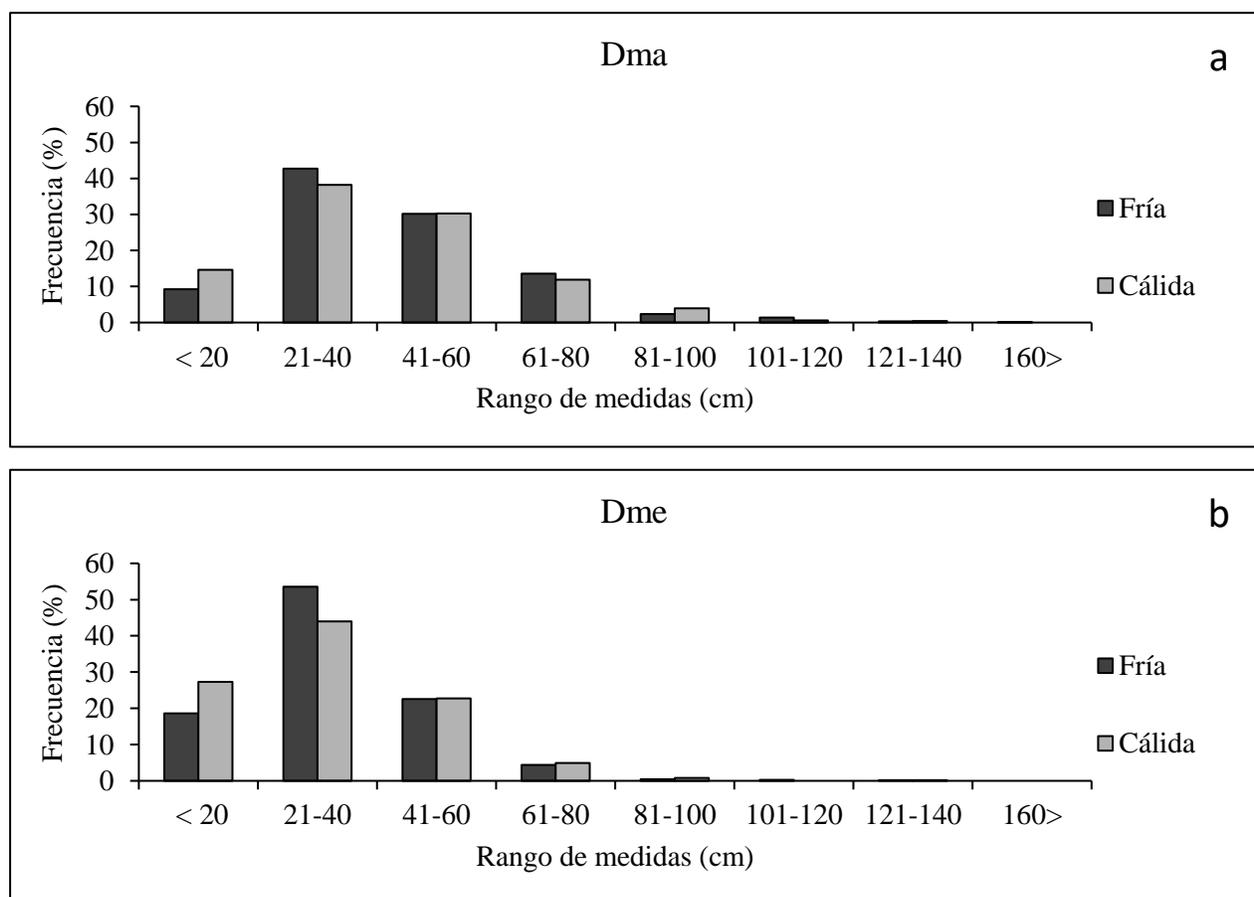
El muestreo realizado permitió obtener las medidas de 1,144 colonias de coral *Pocillopora* (Tabla 1); de ellas, 639 corresponden a la temporada fría (en los meses de febrero a abril) y 505 a temporada cálida (de agosto a octubre).

Tabla 1. Características físicas, número de transectos y cantidad de colonias monitoreadas en cada sitio de estudio.

Zona	Sitio	Fecha	Temperatura °C	Profundidad (m)	Número de transectos	Número de colonias
PNCP	El Bajo	16/02/2017	20°	13-16.5	4	28
	Tachuelas	16/02/2017	21°	3.7	4	38
	Gavilanes	16/02/2017	21°	3.2	4	52
	El Cantil	17/02/2017	21°	5.2-6.6	4	59
	Tinajitas	17/02/2017	21°	2.5-4	4	39
	Arbolitos	17/02/2017	22°	0.5-3	4	52
PNAES	Roca	27/02/2017	20°	8	5	75
	Swan	13/03/2017	21°	8	10	112
PA	Punta arenas	28/04/2017	22°	3.5-7.1	11	172
PNCP	Morros Sur	06/10/2017	29°	13-14.4	5	61
	Arbolitos	06/10/2017	29°	2.5-3	5	94
PNAES	Roca Swan	27/08/2017	30°	8	9	218
PA	Punta Arenas	22/09/2017	30°	3.5-7.1	8	127

Dentro de la temporada fría las colonias revisadas tuvieron un promedio (\pm error típico) de su diámetro mayor (Dma) de 44.24 ± 0.79 cm, un diámetro menor (Dme) de 34.08 ± 0.63 cm y una altura (Alt) de 22.11 ± 0.44 cm, mientras que el volumen (Vol) obtenido fue de $26,726.50 \pm 1747.04$ cm³. Para la temporada cálida se presentaron en promedio una Dma de 41.31 ± 0.94 cm, un Dme de 32.58 ± 0.75 cm, una Alt de 20.61 ± 0.48 cm, generando un Vol de $24,975.66 \pm 1936.61$ cm³.

En la Figura 3 se representan las distribuciones de frecuencia de las colonias censadas y arregladas por tamaños. Se observa que existe una mayor frecuencia de colonias que fluctúan entre 20 y 60 cm haciendo referencia a Dma y Dme (Figura 3. a y b). Se puede observar que la mayoría de las colonias coralinas (50-60%), poseen una altura menor a 20 cm (Figura 3.c). Existe una relación entre la distribución de medidas de diámetro mayor y diámetro menor, las medidas muestran una distribución similar en los múltiples rangos con la diferencia de que en el Dma posee mayor frecuencia en los rangos a partir del 60, siendo consistente con la geomorfología elipsoidal de las colonias.



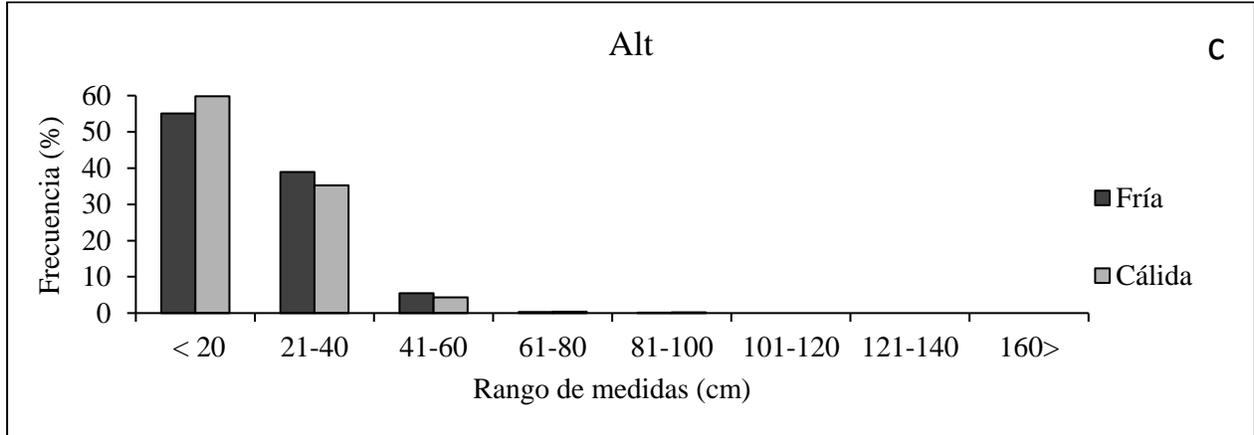


Figura 3. Distribución de frecuencias del diámetro mayor (a), diámetro menor (b) y altura (c) de colonias coralinas del género *Pocillopora* medidas en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).

Por otro lado, en relación con el volumen es observable en la Figura 4 que más del 60 % de las colonias que se midieron poseen un volumen igual o menor a 20,000 cm³.

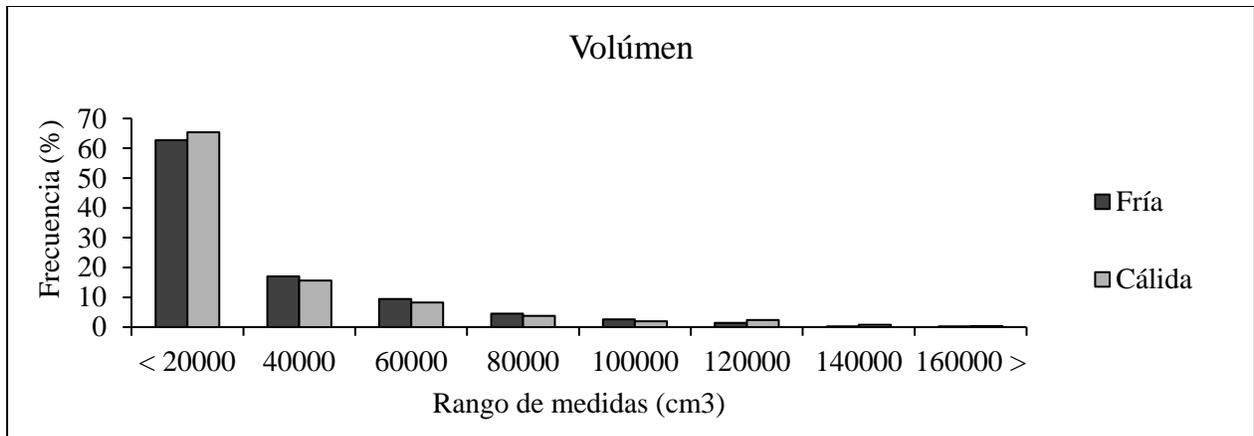


Figura 4. Distribución de frecuencias del volumen de colonias coralinas del género *Pocillopora* medidas en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).

8.2. Peces asociados

Durante los censos de peces que se realizaron en las colonias de *Pocillopora*, se observó un total de 67 especies de peces arrecifales que pertenecen a 25 familias y 51 géneros (Anexo I). La

abundancia total fue de 6,464 peces, de los cuales 2,931 fueron censados en la temporada fría y 3,533 en la cálida. La familia más representada fue la Pomacentridae Bonaparte, 1831 con 9 especies, Serranidae Swainson, 1839 con 8 y Labridae Cuvier, 1816 con 5.

Se observa, que en temporada cálida aumenta la abundancia de especies raras, por ejemplo, las últimas 11 especies de la Tabla 2 solo fueron censadas durante la temporada cálida, Estas van desde *Paranthias colonus* (Valenciennes, 1846), hasta *Oxycirrhites typus* Bleeker, 1857.

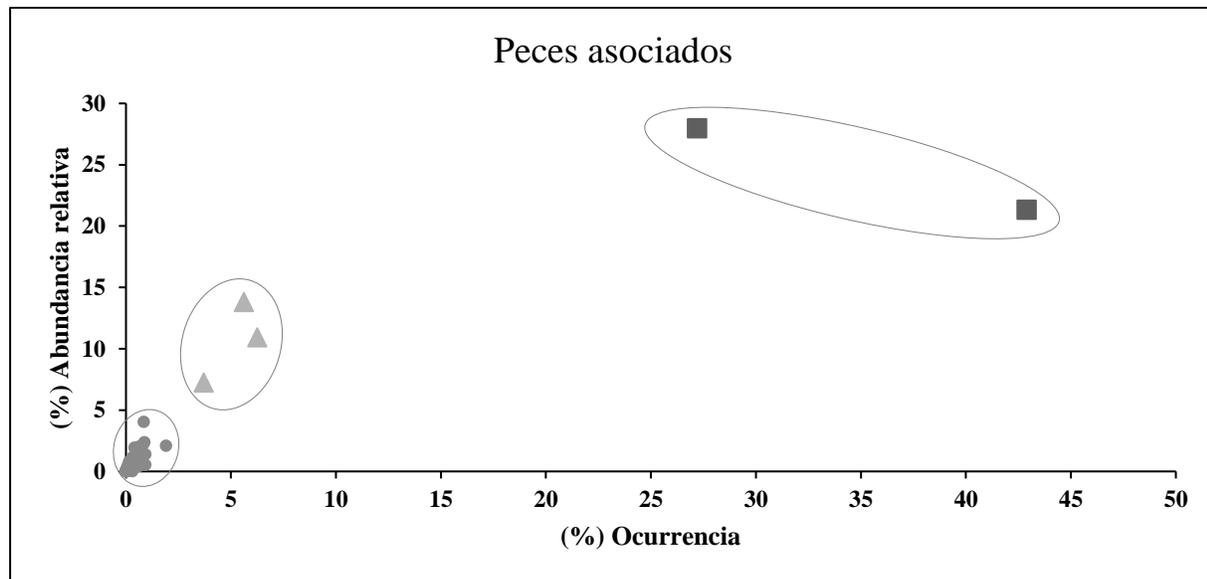


Figura 5. Relación entre la abundancia relativa y el porcentaje de ocurrencia de los peces asociados a las colonias coralinas censadas. Se hace una distinción por cada grupo: ■ Especies dominantes; ▲ Especies de abundancia moderada; ● Especies raras

Durante el estudio, cinco especies representaron el 86% del total de la abundancia relativa (Figura 6.a). La abundancia relativa se describe como la proporción de una especie con respecto al resto de la comunidad tomando como comunidad a las especies censadas (Volkov, Banavar, Hubbell, & Maritan, 2005). Las más abundantes fueron *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1863) y *Cirrhitichthys oxycephalus* (Bleeker, 1855). Estas dos especies también tuvieron una frecuencia de ocurrencia alta con un 70%, por lo que se les consideró las especies dominantes asociadas a *Pocillopora* (Figura 6.b). La frecuencia de ocurrencia se describe como la cantidad de veces que una especie fue observada en su unidad de estudio (Hutchinson, 1978) que en este caso es una

colonia coralina. Las otras tres especies que aportan al 86%, son *Canthigaster punctatissima* (Günther, 1870), *Stegastes rectifraenum* (Gill, 1862), y finalmente *Elacatinus puncticulatus* (Ginsburg, 1938) con entre el 4% y 6%, por lo que se consideraron como de abundancia moderada. El resto de las especies que componen el estudio se registraron con una abundancia relativa menor a 3% por lo que se les consideró como especies raras (Tabla 2 y Figura 5).

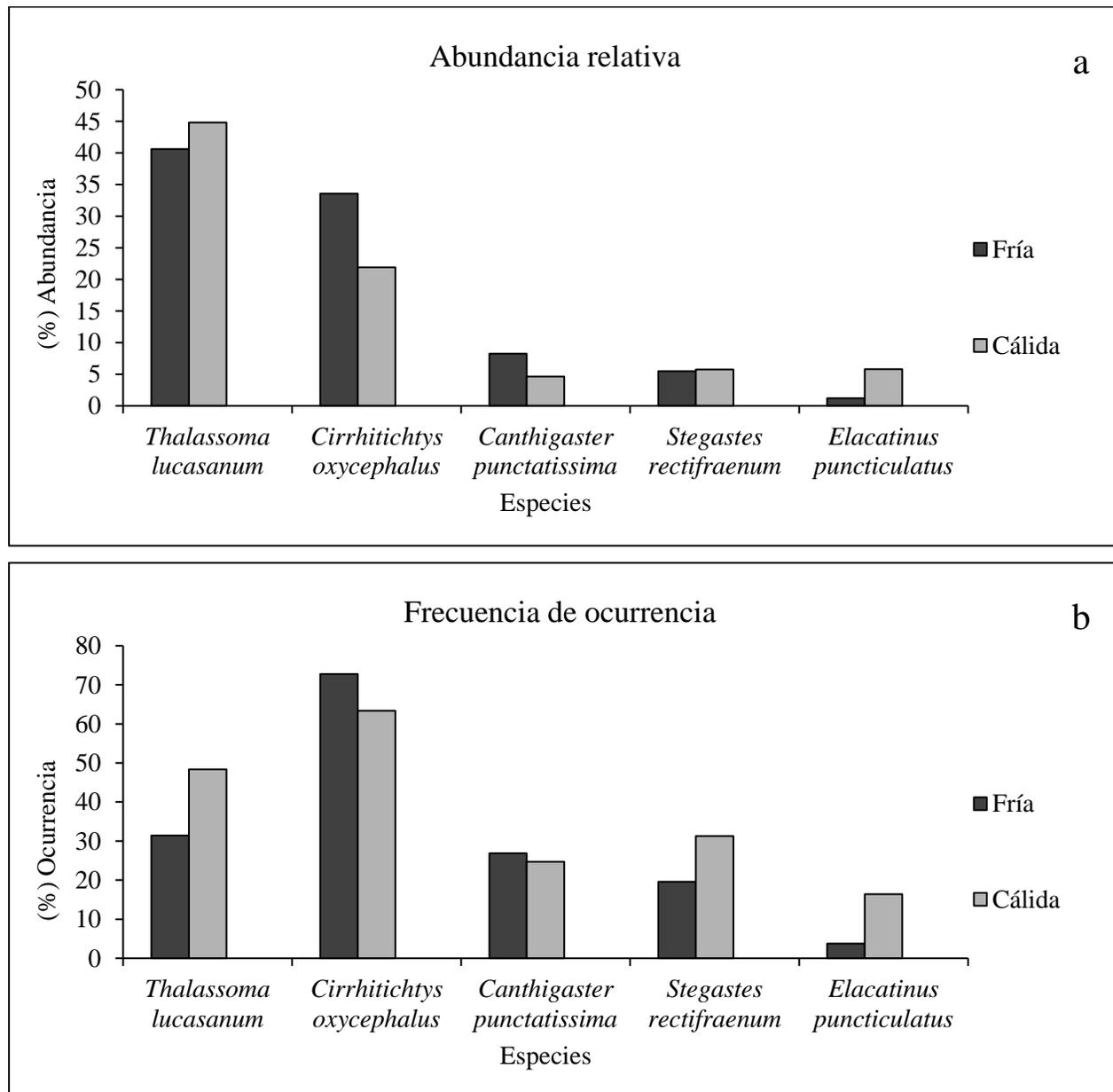


Figura 6. Abundancia relativa % (a) y Frecuencia de ocurrencia % (b) de las especies categorizadas como dominantes y de abundancia moderada en las temporadas fría (de febrero a abril) y cálida (de agosto a octubre).

Tabla 2. Lista de especies asociadas a las colonias coralinas censadas en Roca Swan, Punta Arenas y Cabo Pulmo durante dos temporadas, con el porcentaje de abundancia relativa y la frecuencia de ocurrencia durante cada época de estudio (d= especies dominantes; m= de abundancia moderada; r= raras). La lista se encuentra ordenada por abundancia total, comenzando por la especie vista un mayor número de veces.

Especie	Familia	Temporada Fría		Temporada Cálida	
		% abundancia	% ocurrencia	% abundancia	% ocurrencia
d <i>Thalassoma lucasanum</i>	Labridae	40.60	31.46	44.81	48.32
d <i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	Cirrhitidae	33.57	72.77	21.91	63.37
m <i>Canthigaster punctatissima</i>	Tetraodontidae	8.22	26.92	4.61	24.75
m <i>Stegastes rectifraenum</i>	Pomacentridae	5.46	19.56	5.75	31.29
m <i>Elacatinus puncticulatus</i>	Gobiidae	1.19	3.76	5.80	16.44
r <i>Chromis atrilobata</i>	Pomacentridae	1.30	3.44	2.43	4.75
r <i>Ophioblennius steindachneri</i>	Blenniidae	1.43	5.79	0.51	3.17
r <i>Haemulon maculicauda</i>	Haemulidae	0.03	0.16	1.67	1.19
r <i>Epinephelus labriformis</i>	Serranidae	0.92	3.13	0.85	5.35
r <i>Stegastes leucorus</i>	Pomacentridae	0.00	0.00	1.56	9.11
r <i>Plagiotremus azaelus</i>	Blenniidae	0.48	2.03	1.10	4.95
r <i>Bodianus diplotaenia</i>	Labridae	0.75	2.50	0.62	3.17
r <i>Myripristis leiognathus</i>	Holocentridae	0.85	0.47	0.45	0.99
r <i>Thalassoma grammaticum</i>	Labridae	0.24	0.63	0.96	4.55
r <i>Stegastes flavilatus</i>	Pomacentridae	0.75	3.29	0.31	1.58
r <i>Alphestes immaculatus</i>	Serranidae	0.07	0.31	0.71	4.36
r <i>Holocanthus passer</i>	Pomacanthidae	0.51	1.72	0.28	1.58

r	<i>Axoclinus carminalis</i>	Tripterygiidae	0.68	1.41	0.00	0.00
r	<i>Cephalopholis panamensis</i>	Serranidae	0.14	0.63	0.45	2.57
r	<i>Haemulon stendachneri</i>	Haemulidae	0.00	0.00	0.57	0.20
r	<i>Halichoeres chierchieae</i>	Labridae	0.00	0.00	0.54	1.78
r	<i>Axoclinus nigricaudus</i>	Tripterygiidae	0.55	2.35	0.06	0.40
r	<i>Acanthemblemaria hastingsi</i>	Chaenopsidae	0.17	0.31	0.34	1.39
r	<i>Halichoeres dispilus</i>	Labridae	0.00	0.00	0.42	1.58
r	<i>Diodon holocanthus</i>	Diodontidae	0.27	1.25	0.06	0.40
r	<i>Coryphopterus urospilus</i>	Gobiidae	0.27	1.10	0.06	0.40
r	<i>Serranus psitactinus</i>	Serranidae	0.03	0.16	0.25	1.78
r	<i>Arothron meleagris</i>	Tetraodontidae	0.03	0.16	0.23	1.39
r	<i>Chromis limbaughi</i>	Pomacentridae	0.14	0.63	0.11	0.79
r	<i>Murena lentiginosa</i>	Muraenidae	0.20	0.94	0.06	0.40
r	<i>Lutjanus viridis</i>	Lutjanidae	0.00	0.00	0.23	0.20
r	<i>Suflamen verres</i>	Balistidae	0.14	0.63	0.11	0.79
r	<i>Lythrypnus dalli</i>	Gobiidae	0.03	0.16	0.17	0.99
r	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	Chaetodontidae	0.10	0.47	0.11	0.40
r	<i>Gymnothorax castaneus</i>	Muraenidae	0.17	0.78	0.03	0.20
r	<i>Nicholsina denticulata</i>	Scaridae	0.00	0.00	0.17	0.59
r	<i>Neoniphon suborbitalis</i>	Holocentridae	0.00	0.00	0.17	0.59
r	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Haemulidae	0.00	0.00	0.17	0.20
r	<i>Acanthurus nigricans</i>	Acanthuridae	0.00	0.00	0.17	0.59
r	<i>Paralabrax maculatufasciatus</i>	Serranidae	0.14	0.63	0.03	0.20
r	<i>Cirrihtus rivulatus</i>	Cirrihitidae	0.00	0.00	0.14	0.99
r	<i>Gymnothorax panamensis</i>	Muraenidae	0.07	0.31	0.08	0.59

r	<i>Acanthamlemaria crockeri</i>	Chaenopsidae	0.14	0.47	0.00	0.00
r	<i>Prionurus punctatus</i>	Acanthuridae	0.00	0.00	0.11	0.20
r	<i>Lutjanus argentiventris</i>	Lutjanidae	0.00	0.00	0.11	0.40
r	<i>Scarus perrico</i>	Scaridae	0.00	0.00	0.11	0.40
r	<i>Crocodilichthys gracilis</i>	Tripterygiidae	0.03	0.16	0.06	0.40
r	<i>Mycteroperca prionura</i>	Serranidae	0.00	0.00	0.08	0.40
r	<i>Mycrosphatodon dorsalis</i>	Pomacentridae	0.00	0.00	0.08	0.20
r	<i>Barbulifer pantherinus</i>	Gobiidae	0.07	0.16	0.00	0.00
r	<i>Labrisomus xanti</i>	Labrisomidae	0.07	0.16	0.00	0.00
r	<i>Zanclus cornutus</i>	Zanclidae	0.03	0.16	0.03	0.20
r	<i>Pomacanthus zonipectus</i>	Pomacanthidae	0.00	0.00	0.06	0.40
r	<i>Malacoctenus zaca</i>	Labrisomidae	0.03	0.16	0.00	0.00
r	<i>Apogon pacifici</i>	Apogonidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Acanthurus triostegus</i>	Acanthuridae	0.03	0.16	0.00	0.00
r	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	Pomacentridae	0.03	0.16	0.00	0.00
r	<i>Apogon retrosell</i>	Apogonidae	0.03	0.16	0.00	0.00
r	<i>Paranthias colonus</i>	Serranidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Rypticus nigripinnis</i>	Serranidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Malacoctenus hubbsi</i>	Labrisomidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Doryrhamphus excisus</i>	Syngnathidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Diodon hystrix</i>	Diodontidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Fistularia commersoni</i>	Fistulariidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Kyphosus elegans</i>	Kyphosidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Ostracion meleagris</i>	Ostraciidae	0.00	0.00	0.03	0.20
r	<i>Oxycirrhites typus</i>	Cirrhitidae	0.00	0.00	0.03	0.20

8.3. Índices ecológicos de la comunidad de peces asociada

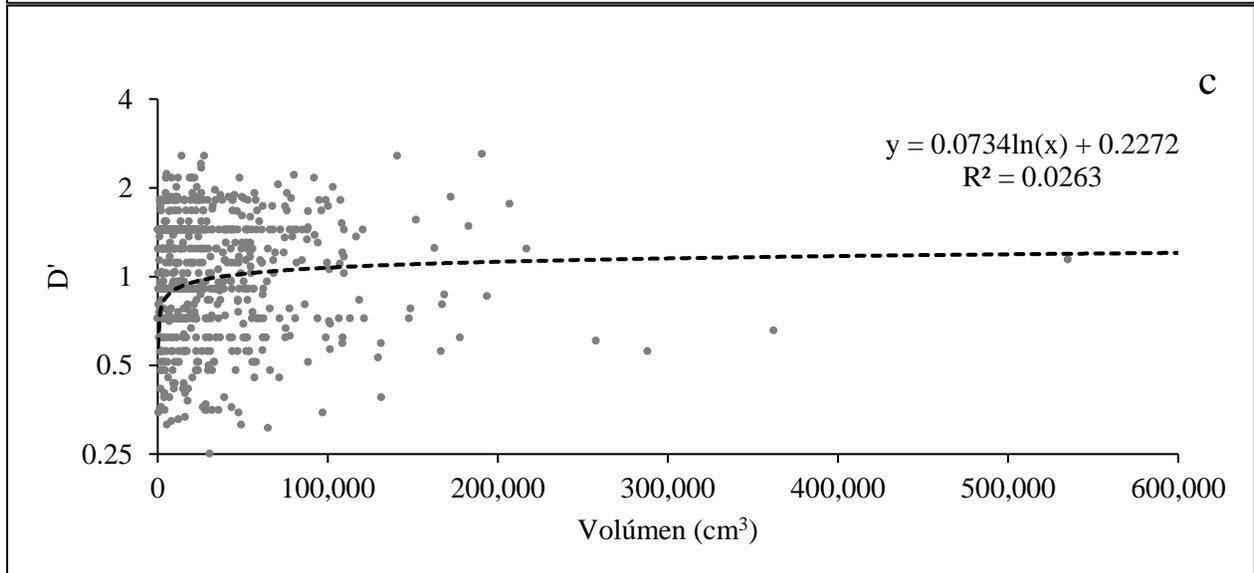
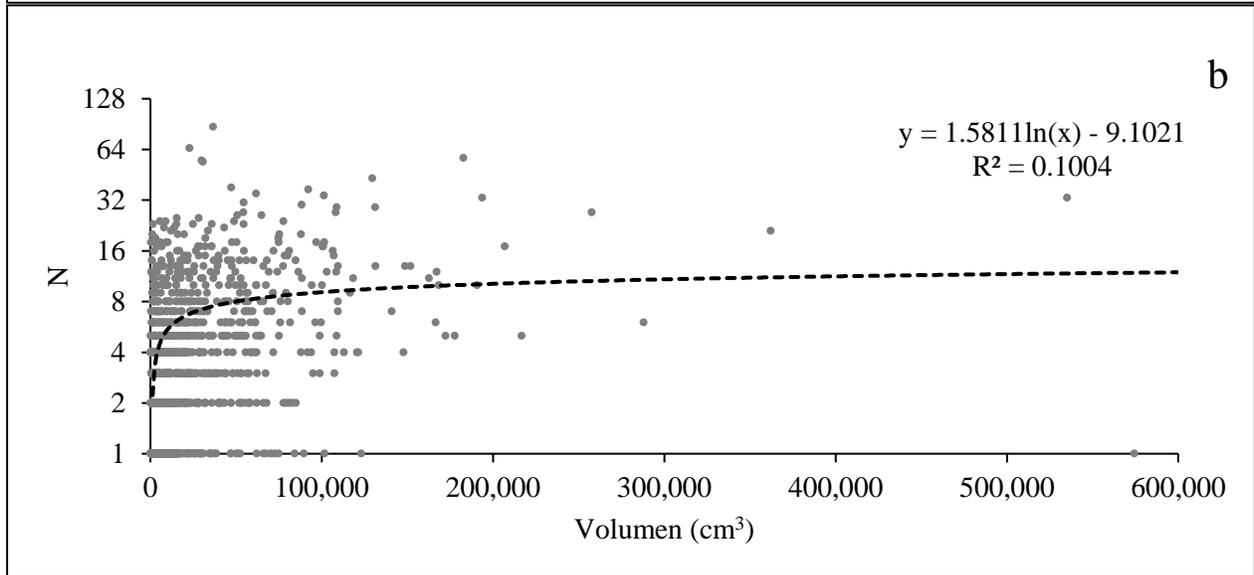
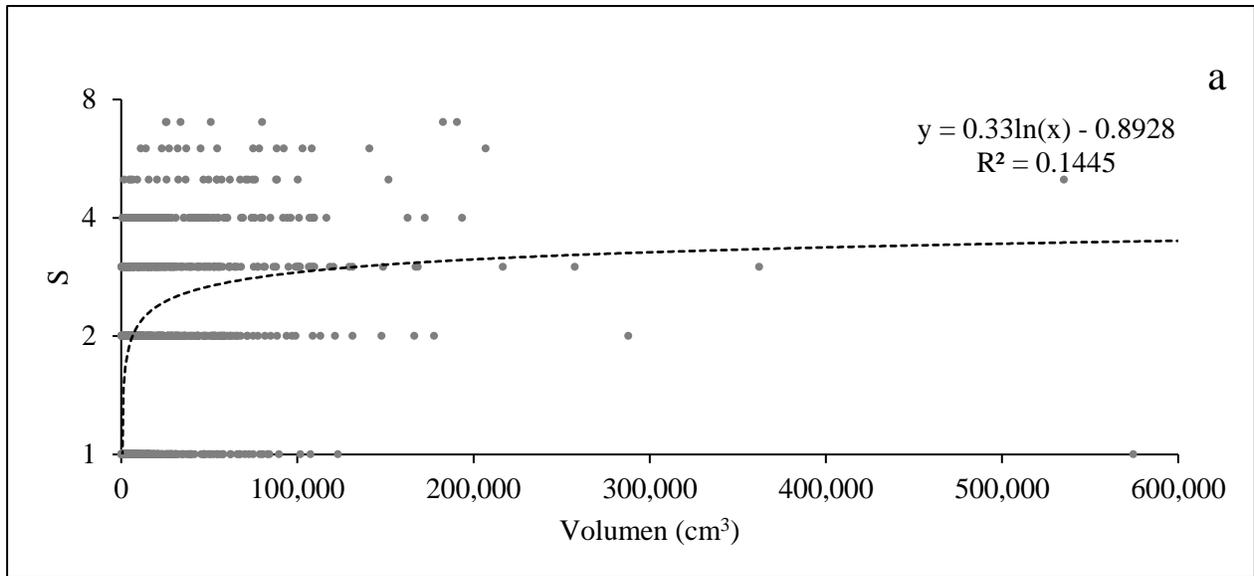
Con base en los censos realizados para cada colonia medida, se obtuvieron datos de riqueza y abundancia con los cuales posteriormente se calcularon los índices ecológicos (Tabla 3). Los valores más altos de riqueza y abundancia fueron encontrados en la temporada cálida, y los índices de diversidad de Simpson y Shannon-Wiener también son ligeramente más altos en temporada cálida. Por otro lado, se observa que el índice de uniformidad de Pielou es ligeramente más alto en temporada fría.

Tabla 3. Valores promedio \pm error típico de los índices ecológicos de: riqueza de especies (S); abundancia (N), diversidad de Simpson (D'); de Shannon-Wiener (H'); y, uniformidad de Pielou (J'); y para la comunidad de peces registrada para las colonias coralinas estudiadas y por temporada.

Temporada	S	N	D'	H'	J'
Fría	1.92 \pm 0.04	4.59 \pm 0.23	0.87 \pm 0.03	0.45 \pm 0.02	0.87 \pm 0.01
Cálida	2.53 \pm 0.06	7.00 \pm 0.35	0.98 \pm 0.03	0.66 \pm 0.02	0.84 \pm 0.01

8.4. Relación entre la talla coralina y la ictiofauna asociada

Se aprecia una tendencia positiva, pero asintótica entre el volumen de una colonia coralina y la abundancia y riqueza de especies (Figura 6). Las colonias con menos de 100,000 cm³ presentan una curva de crecimiento para abundancia y riqueza acelerado, lo que significa que en aquellas tallas existe una asociación de peces y se puede observar que en la región 60,000 < x < 160,000 el cambio se hace más moderado y el valor de la riqueza tiende a estabilizarse en un rango de 3 < y < 4 especies (Figura 6.a) y en un rango de 8 < y < 10 peces por colonia en el caso de la abundancia (Figura 6.b).



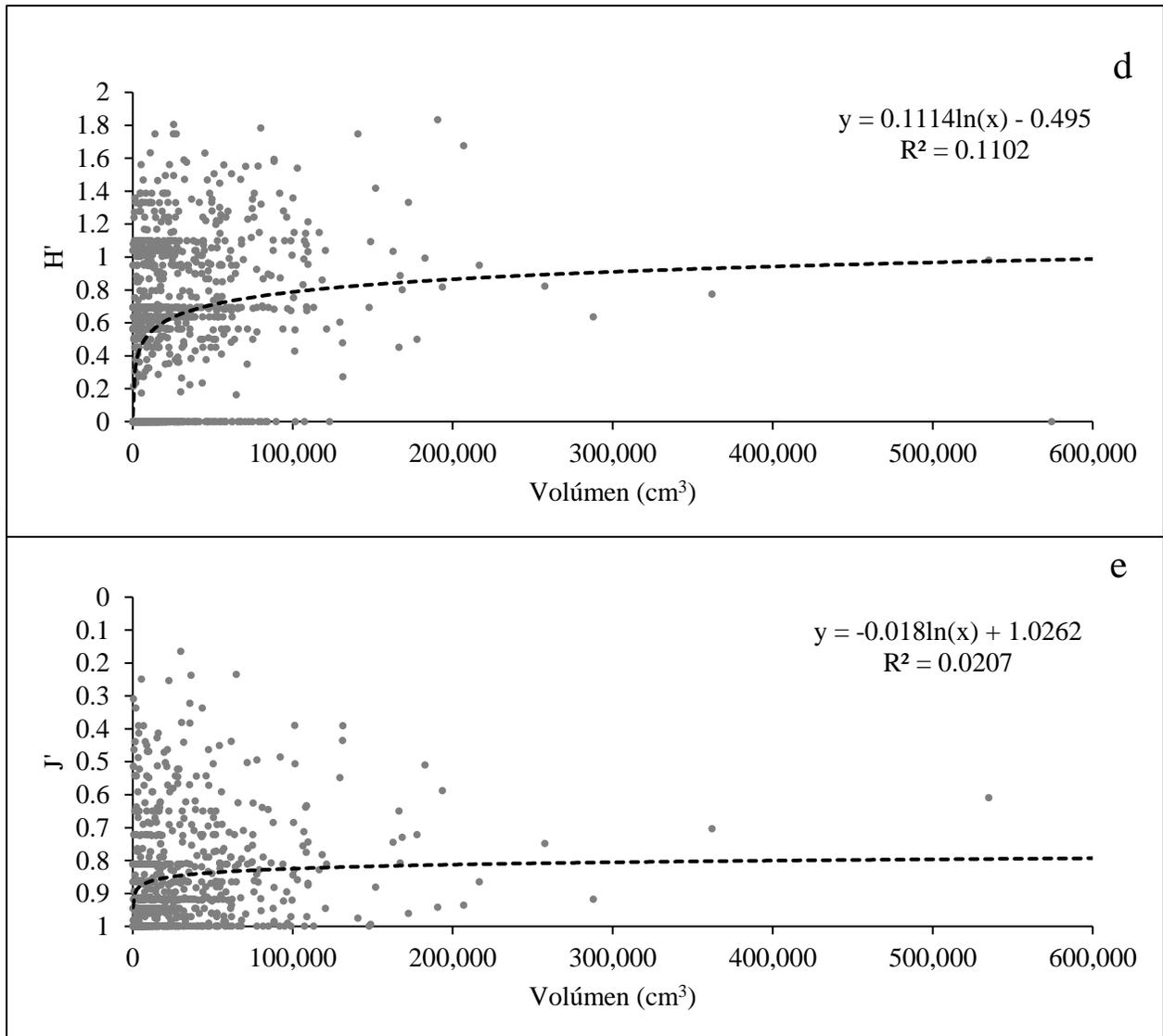


Figura 7. Relación entre la riqueza de especies (a), la abundancia (b); diversidad de Simpson (c); de Shannon-Wiener (d); y, uniformidad de Pielou (e), de peces con el volumen de las colonias coralinas a las cuáles se asocian.

A partir del modelo generado se puede calcular la tasa de cambio de las variables entre intervalos de 10,000 cm³ (Figura 7), y ello permite observar como existe un aumento positivo en los peces presentes. La tasa de cambio primero es muy rápida, pero va disminuyendo hasta un volumen de 30,000 cm³. Posteriormente la velocidad de aumento de los índices de diversidad es cada vez menor y a partir de un volumen de 40,000 cm³ casi llega a cero; es decir, se acerca a una asíntota. A partir de esta talla, no hay un aumento significativo de peces censados asociados en una colonia coralina.

Estas fueron las fórmulas usadas para posteriormente generar las curvas logarítmicas para construir los modelos de relación entre índices y volumen de una colonia de *Pocillopora*:

Entre riqueza y volumen:

$$y = 0.33\ln(x) - 0.8928$$

Entre abundancia y volumen:

$$y = 1.5811\ln(x) - 9.1021$$

Entre diversidad de Simpson y volumen:

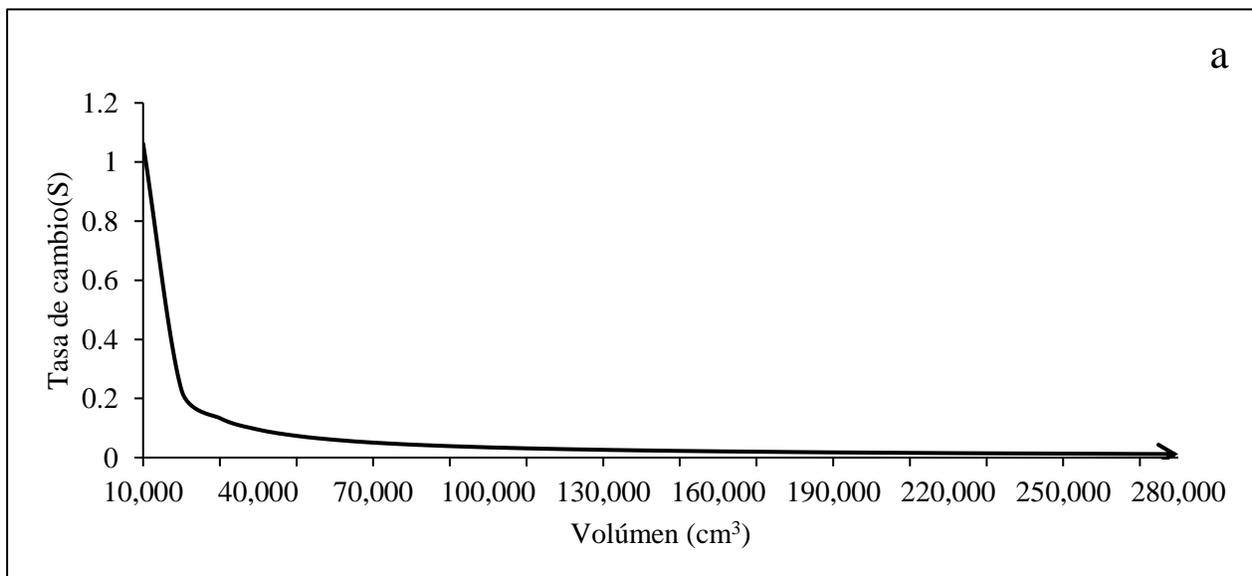
$$y = 0.0734\ln(x) + 0.2272$$

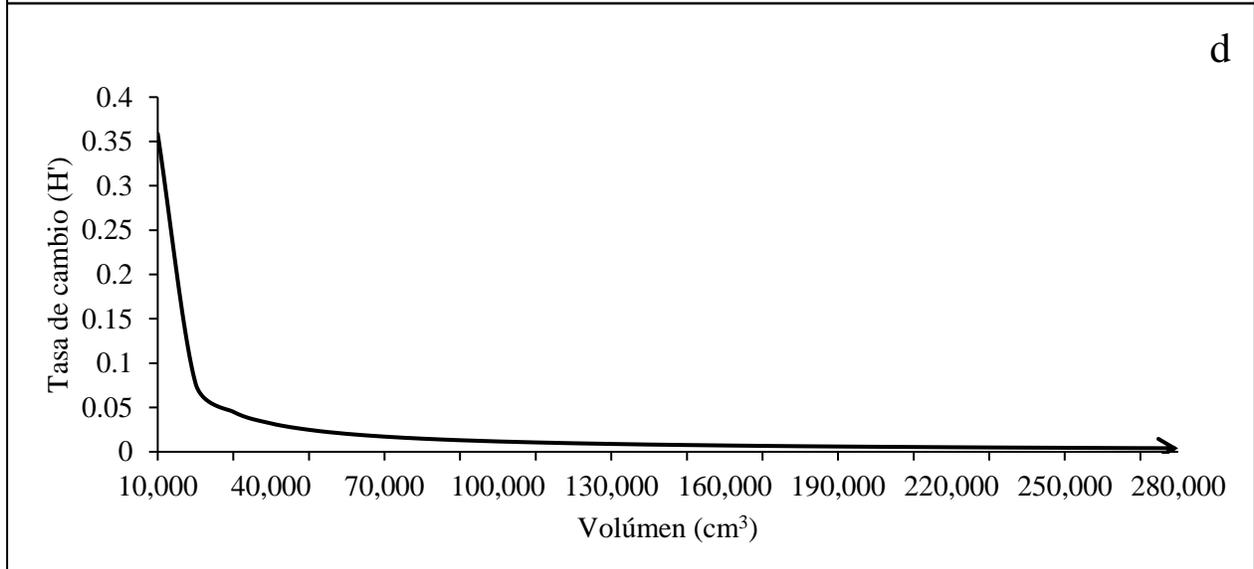
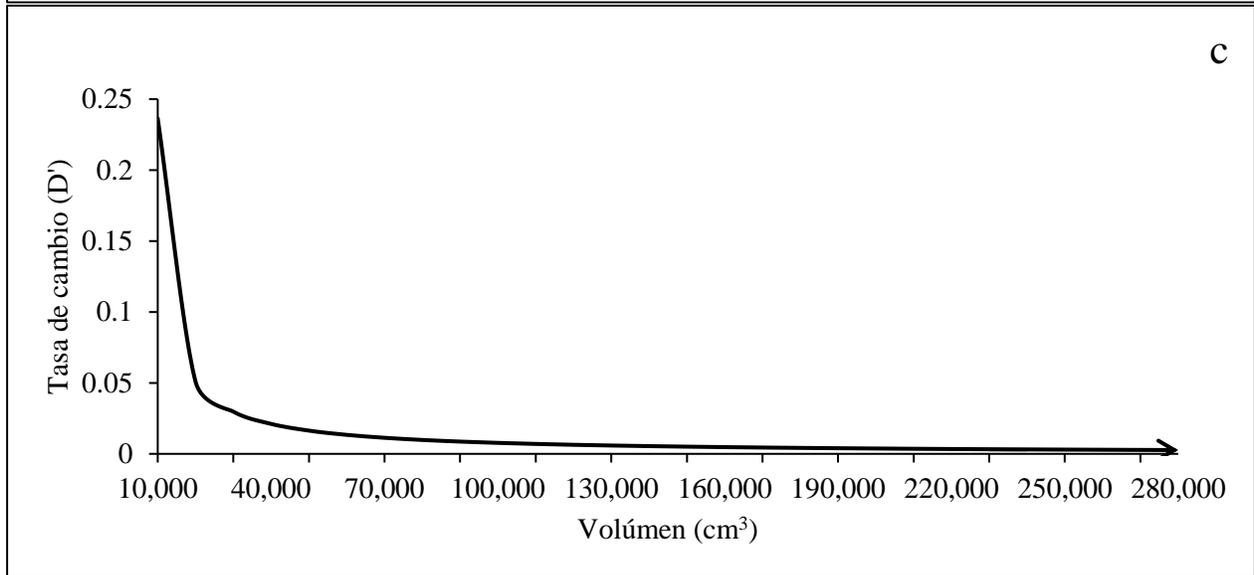
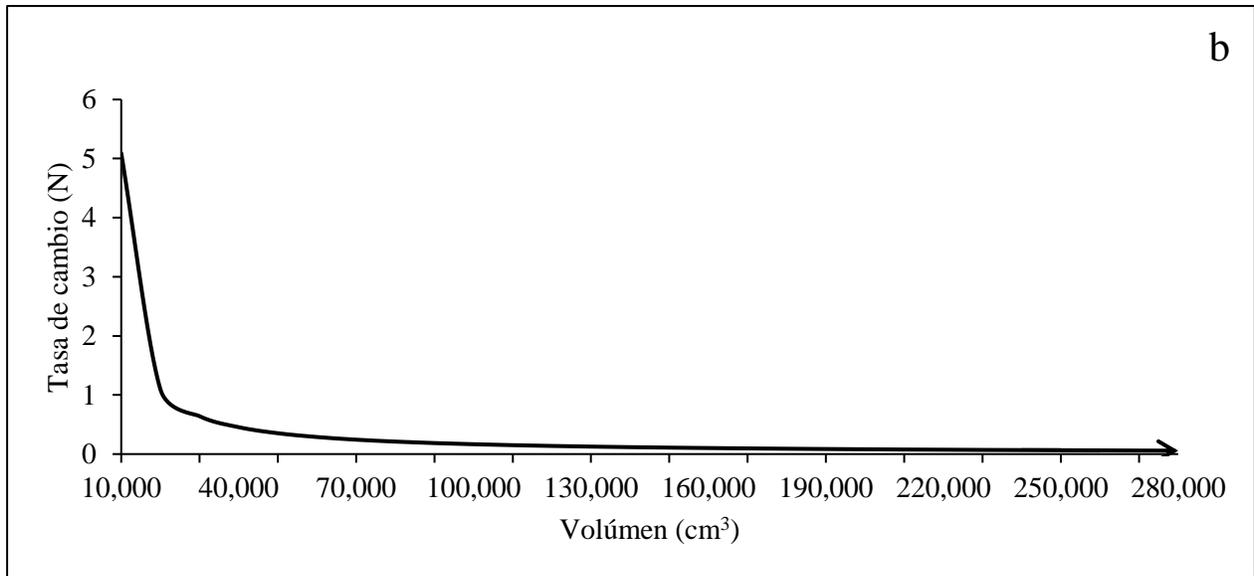
Entre diversidad de Shannon-Wiener y volumen:

$$y = 0.1114\ln(x) - 0.495$$

Entre uniformidad de Pielou y volumen:

$$y = -0.018\ln(x) + 1.0262$$





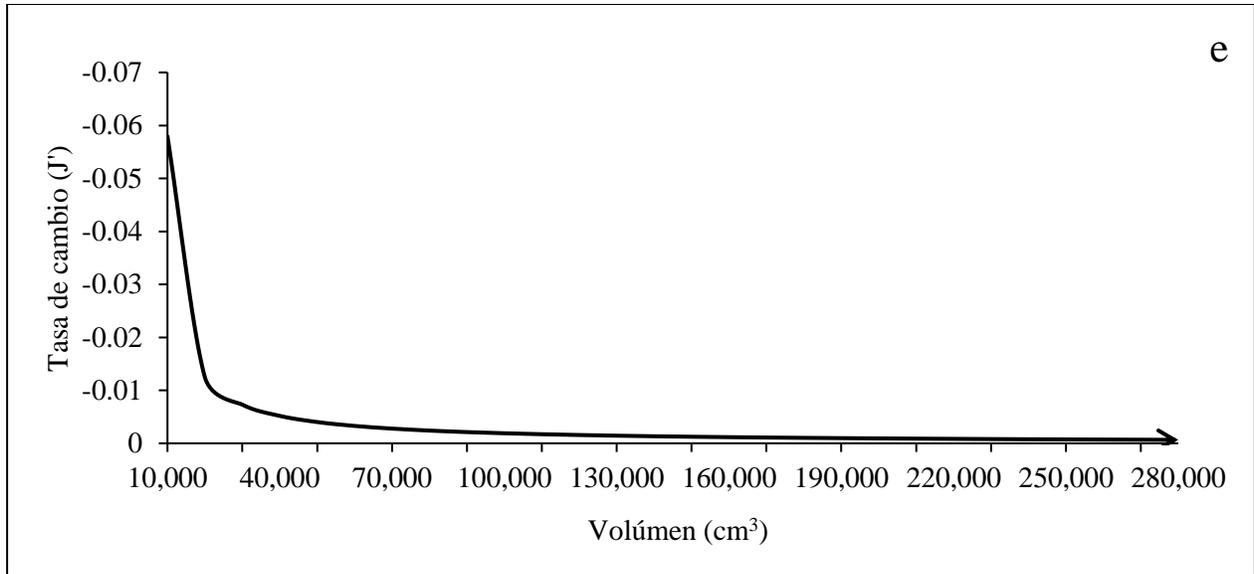


Figura 8. Modelo que representa la tasa de cambio en el aumento de riqueza de especies (a), la abundancia (b); diversidad de Simpson (c); de Shannon-Wiener (d); y, uniformidad de Pielou (e) de peces asociados a las colonias de corales estudiados. El modelo se basa en una curva de tendencia con logaritmo natural.

Para evaluar que tanto el modelo se ajusta a los datos reales se comparan os valores de AICc obtenidos entre cada regresión no lineal. Se puede observar que el modelo que representa la tasa de cambio en el aumento de riqueza de especies (S) (Tabla 4), posee un valor de AICc menor al resto de los índices ecológicos.

Tabla 4. Valores de AICc obtenidos para todos los modelos ajustados a los índices de diversidad de peces asociados en relación con el volumen de las colonias censadas. Entre menor sea el valor significa que el ajuste del modelo es mejor.

	S	N	D'	H'	J'
AICc	250.2457	4309.8761	3887.557	-1878.9222	3883.5417

9. DISCUSIÓN

9.1. Medidas coralinas

Para realizar el análisis de las medidas coralinas obtenidas, del volumen y forma geométrica se utilizó un método citado antes en otro estudio (Coles, 1980), pero con algunas modificaciones, el cual consistió en considerar que una colonia de *Pocillopora* posee una forma elipsoidal irregular y que es posible aproximarse al cálculo de su volumen real empleando la fórmula de un elipsoide (Figura 2). El valor resultante, se aproxima al volumen combinado del esqueleto coralino más el espacio que se encuentra entre sus ramificaciones. A pesar de lo anterior, intentar acercarse al volumen real de una colonia coralina suele ser algo problemático y se ha intentado realizar desde que los estudios en morfometría de corales comenzaron (Pichon, 1978).

Recientemente, se han generado algunos estudios que intentan encontrar las medidas reales sin realizar la extracción de las colonias coralinas por el mismo giro conservacionista que tienen en la actualidad los estudios biológico-ecológicos de los arrecifes. Estos estudios emplean tecnología, imágenes digitales y modelos 3D para tomar medidas con mayor nivel de detalle (Bythell, Pan, & Lee, 2001; González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018).

En realidad, toda medida geométrica va a sobreestimar el valor real de volumen de una colonia coralina, sin importar el grado de detalle con el que se tome. El método empleado en este estudio buscó realizar una aproximación a la forma de una colonia *Pocillopora* más acertada debido a que se disminuye el espacio aéreo contenido en aquellas usadas comúnmente como lo son volumen de un cubo (Abele & Patton, 1976) o volumen de una media esfera (Pichon, 1978), para poder obtener el volumen con las medidas que normalmente son más fáciles de obtener en campo (dma, dme, alt) y no requieren de mayor tecnología que una cinta métrica u otro artefacto de medición básico.

Los datos obtenidos en campo mostraron que las colonias de *Pocillopora* poseen una tendencia de ser más largas que anchas, esto justifica la elección de una medida elipsoidal (Figura 9). Se puede observar una clara tendencia por diámetros asimétricos, donde el comportamiento tiende a tener en promedio un diámetro menor el 79.3% de su diámetro mayor, o mejor dicho 4/5. Esto justifica que las colonias de *Pocillopora* tienden a tener una superficie con vista superior de elipsoide y que la elección de un volumen elipsoidal es acertada, esto es importante porque no es

una medida que comúnmente se utilice para obtener el volumen de corales *Pocillopora*, es un esfuerzo propio de este estudio.

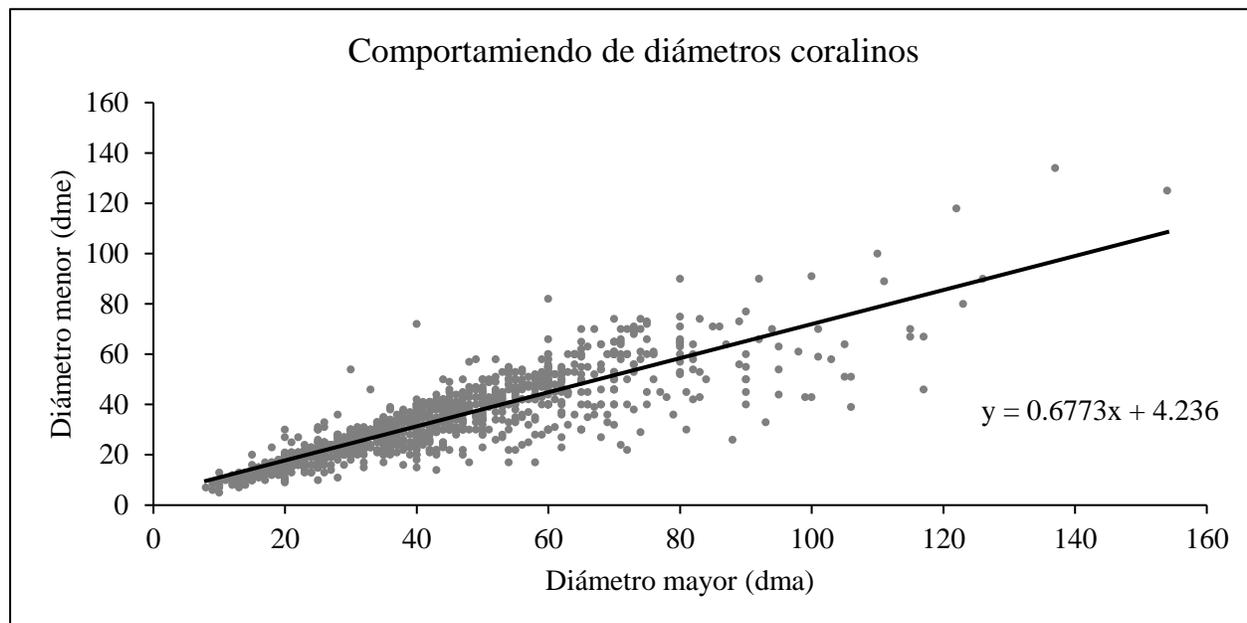


Figura 9. Relación entre las medidas de diámetro mayor y menor de las colonias medidas en campo.

Dentro de los sitios visitados, hubo una mayor frecuencia de colonias con tamaños menores a 100 cm. Esto coincide con lo reportado en la bibliografía (Tortolero-Langarica et al, 2017; Veron & Stafford-Smith, 2000). La tendencia a encontrar colonias de este tamaño se explica con el hecho de que las especies de *Pocillopora* tienden a la fragmentación ante tormentas, oleaje y actividad turística (Aranceta-Garza, Balart et al., 2012; Chávez-Romo et al., 2013), un ejemplo de estas perturbaciones es el huracán Odile, que en el 2014 ocasionó un daño mecánico grave a las colonias de *Pocillopora* del sur del Golfo de California (Rodríguez-Villalobos, 2016).

9.2. Peces asociados

Durante el presente estudio se registró un total de 67 especies de peces asociados a los 1144 corales censados. Esta cifra puede resultar baja en comparación con o encontrado en estudios previos. Para el Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo se reportan 307 especies de peces (Del Moral-Flores et al., 2013), de las cuáles este estudio abarcó el 21.8% del total de especies registradas para esta zona. Para el Parque Nacional Cabo Pulmo se reportan 302 especies (Ayala-Bocos et al., 2018) de las cuáles el estudio abarcó el 22.18%. Cabe mencionar que este estudio se

enfocó únicamente en las especies de peces asociadas a corales *Pocillopora*, a diferencia de otros estudios, los cuales combinan varias metodologías (transectos en banda, cilindros, censos errantes, colecta) para obtener una mayor riqueza de especies. A pesar de lo anterior, la riqueza de especies encontrada en el presente estudio resulta similar a lo reportado por Romero-Ponce (2002), quien reporta 54 especies en zonas arrecifales con presencia coralina del y a lo encontrado por Álvarez-Filip y colaboradores (2006) con 62 especies de peces en Cabo Pulmo.

Existe otro estudio que también realizó un censo de peces asociados a colonias de *Pocillopora*, en él se emplearon metodologías extractivas que involucraban químicos anestésicos con lo que se logró reportar 54 especies pertenecientes a 48 géneros y 22 familias (Romero Ponce, 2002), estos resultados son parecidos a lo obtenido en este trabajo en relación al número de especies y las familias censadas.

En este estudio se obtuvo una composición de especies diferente donde predominaba la familia Gobiidae. Destaca una mayor cantidad de especies crípticas debido a la metodología usada. Para obtener cifras similares se habría podido experimentar con otras metodologías, por lo que para futuros estudios donde se requiera obtener cifras más precisas de los peces asociados a una colonia coralina se recomienda experimentar con video cámaras estáticas.

La composición de especies muestreada fue menor a la esperada, se buscaba encontrar una cantidad mayor de especies crípticas, como el obtenido en un estudio realizado en bahía Tenacatita (Galván-Villa, 2008), emplear una metodología visual para realizar los censos de peces generó un submuestreo ya que muy probablemente no fue posible observar todos los peces presentes en asociación a una colonia, existen muchos peces que son de tamaños muy reducidos y cuyo color se mimetiza con el coral o el fondo. Para obtener mayores resultados con respecto a la identificación de especies crípticas, era necesario realizar extracciones de los organismos asociados utilizando químicos aletargantes, pero esto implicaba la pérdida permanente de los individuos y una inevitable afectación en todas las colonias muestreadas (n=1144), por lo que se descartó esta aproximación metodológica y se optó en utilizar censos visuales.

Es destacable la observación de especies conspicuas como *Acanthurus nigricans* (Linnaeus, 1758); *Acanthurus triostegus* (Linnaeus, 1758); *Prionurus punctatus* Gill, 1862; *Bodianus diplotaenia* (Gill, 1862); *Holacanthus passer* Valenciennes, 1846; *Pomacanthus zonipectus* (Gill, 1862); *Microspathodon dorsalis* (Gill, 1862) y *Scarus perrico* Jordan & Gilbert, 1882 en sus estadios juveniles. Dentro del radio de muestreo establecido alrededor de cada colonia como se especifica dentro de la metodología (distancia máxima de 30 cm de cada colonia). Esto recalca la importancia biológica que tienen las colonias coralinas como áreas de reclutamiento y protección (Mumby & Steneck, 2011), otorgan soporte alimenticio, y protección durante las etapas más vulnerables de especies arrecifales (Jones et al., 2013).



Figura 10. Fotografía de un juvenil de *Holacanthus passer* dentro de las ramificaciones de una colonia de *Pocillopora*. (Foto: Irene Salinas)

Las especies más abundantes dentro del estudio correspondieron a aquellas con talla pequeña y crecimiento rápido, coincidiendo con estudios anteriores que los identifican como las especies más representativas en los arrecifes del Sur del Golfo de California. Las especies fueron *Thalassoma lucasanum*, *Cirrhitichthys oxycephalus*, *Canthigaster punctatissima*, *Stegastes rectifraenum* y *Elacatinus puncticulatus*. (Ayala-Bocos et al., 2018; Balart Páez & Rubio, 2016; López-Pérez et al., 2014; Reyes-Bonilla & López-Pérez, 2009). Estas son especies de tamaño no mayor a 15 cm (Froese & Pauly, 2018).

En las dos temporadas tomadas en cuenta para el estudio se observaron diferencias en cuanto a la composición de especies de peces, esto es consistente con estudios anteriores donde se denota un aumento en la diversidad de peces durante la temporada cálida (Alvarez-Filip, 2004; Alvarez-Filip et al., 2006).

Se sugiere que durante la temporada fría el número de especies presentes en el arrecife disminuye a causa de la depredación, la poca disponibilidad de alimento y la emigración, mientras que en temporada cálida la riqueza y diversidad se recupera (Alvarez-Filip, 2004). Durante el

estudio jamás se censó ni midió la misma colonia coralina, sin embargo, se sugiere que en el futuro se realice un estudio en el cual se monitoreen las mismas colonias de *Pocillopora* en el tiempo, esto generaría información más precisa para esclarecer el fenómeno estacional.

9.3. Índices ecológicos de la comunidad de peces asociados

Los índices ecológicos empleados durante el presente estudio han sido ampliamente utilizados por diversos autores (Darling et al., 2017; Díaz-Pérez et al., 2016; Komyakova et al., 2013) proporcionando información sobre la estructura comunitaria de peces considerando en conjunto tanto el número de especies como la abundancia de cada una.

Las cifras obtenidas en el presente estudio son poco comunes y no es posible compararlas con estudios previos realizados en arrecifes del Pacífico debido a que la unidad de estudio es muy reducida, siendo esta cada colonia coralina censada. Otros estudios suelen hacer comparaciones de diversidad entre transectos, sitios o incluso regiones. Aquí se trabaja a una escala reducida estudiando cada colonia como un sistema independiente.

De acuerdo con lo encontrado se observó que los valores promedio más altos fueron encontrados en temporada cálida, lo cual coincide con lo encontrado por Villegas-Sánchez et al. (2009), con excepción de la Equidad de Pielou, la cual resultó ser más alta durante la temporada fría. Lo anterior se debe a un cambio sobre la forma en que la abundancia relativa está repartida entre la composición de especies durante esta temporada, significando que disminuye los números de especies esporádicas y ocurre una homogeneización entre el resto, esto es consistente con el resto de los índices obtenidos.

No se realizará mucho énfasis en la diferenciación entre las temporadas ya que no es un objetivo principal. Existió un interés mayor de obtener los índices ecológicos de la comunidad de peces asociados para posteriormente correlacionar estos índices con la talla de cada colonia de coral *Pocillopora*.

9.4. Relación entre la talla coralina y la ictiofauna asociada

Los arrecifes evaluados presentaron una relación positiva entre la talla de las colonias coralinas con la fauna asociada, indicando que, a mayor volumen, aumenta el valor del indicador (índice de Shannon-Wiener, por ejemplo), sin embargo, este crecimiento presenta una asíntota hasta que el aumento cada vez es menor y deja de haber un aumento significativo en la ictiofauna sobre la colonia coralina.

La relación posee un crecimiento muy rápido debido a que el crecimiento de una colonia coralina es exponencial (Figura 11) en cuanto al aumento del volumen debido a la forma tridimensional que posee y a la complejidad estructural que presenta conforme aumentan las ramificaciones y su tamaño (Buddemeier & Kinzie III, 1976; Chindapol et al., 2013; Martin & Le Tissier, 1988) Esto significa que el espacio disponible para ser usado o colonizado por peces es cada vez mayor. Una diferencia mínima en la talla de una colonia coralina, representa una diferencia ecológica muy grande (Smith & Tyler, 1975).

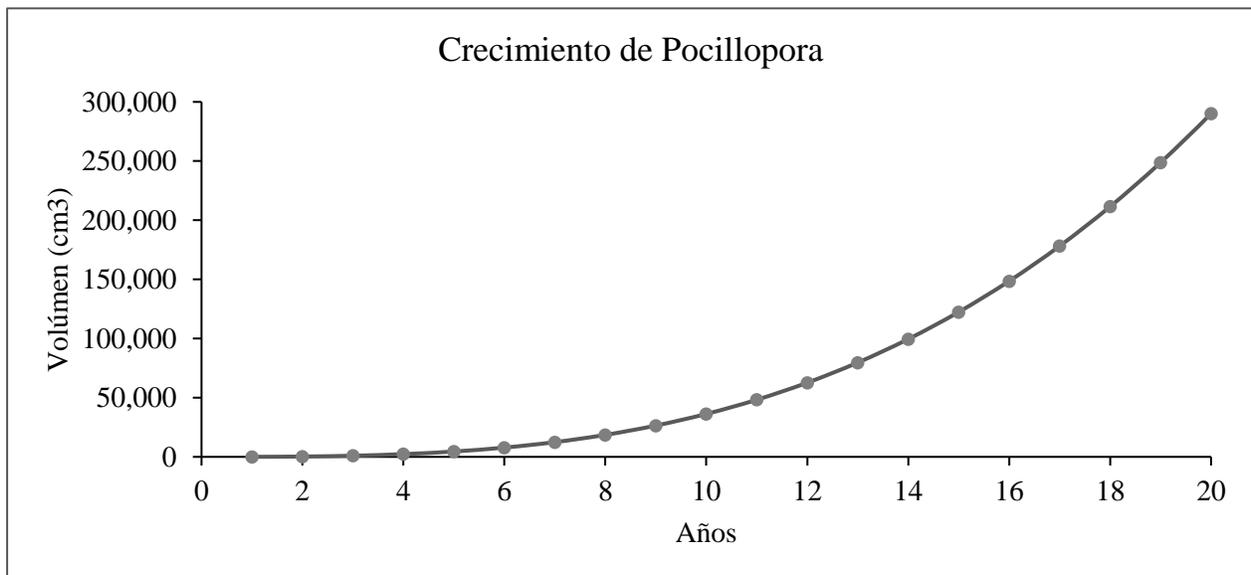


Figura 11. Modelo de crecimiento de colonias de coral *Pocillopora* en el Pacífico Oriental Tropical. Elaboración con datos del presente trabajo y de otros estudios (Buddemeier & Kinzie III, 1976; Tortolero-Langarica et al., 2017).

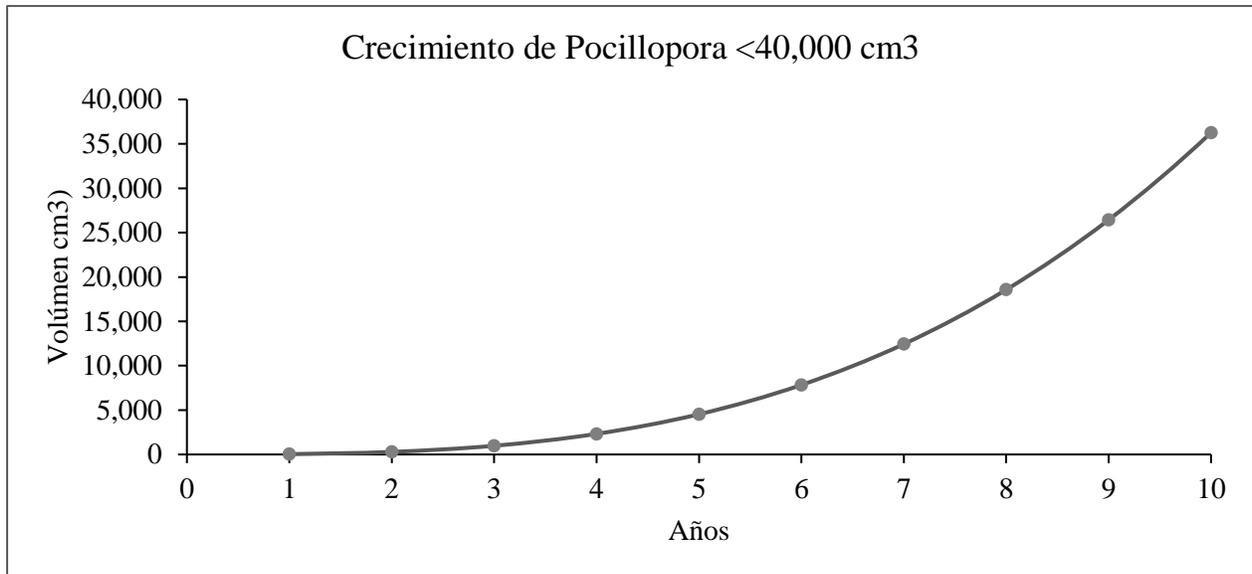


Figura 12. Modelo de crecimiento de colonias de coral *Pocillopora* en el Pacífico Oriental Tropical, acercamiento al área de interés, la cual se encuentra por debajo de los 40,000 cm³. Elaboración propia con datos propios y de (Buddemeier & Kinzie III, 1976; Tortolero-Langarica et al., 2017)

A pesar de que no existen estudios previos que relacionen la tasa de cambio de las colonias de coral (volumen) con el cambio en la estructura comunitaria de la fauna asociada a estas, se sabe que de manera general; la complejidad estructural del hábitat arrecifal tiene una gran influencia en la estructura de la comunidad. En un estudio realizado por Aburto-Oropeza & Balart, (2001) cerca de la mitad de las especies arrecifales presentó una relación significativa con este y otros descriptores evaluados dentro del Golfo de California. Estos autores también encontraron que la rugosidad, el número y tamaño de rocas, así como el porcentaje de diferentes tipos de sustrato puede tener efectos diferenciales sobre el comportamiento de los individuos, proporcionándoles refugio, alimentación, reproducción o reclutamiento.

Las regresiones no lineares obtenidas entre los diversos índices ecológicos de peces asociados utilizados y el tamaño de las colonias coralinas. Demuestran una relación positiva demostrando que en efecto el tamaño de la colonia es determinante para la ictiofauna asociada. El comportamiento de los datos demuestra que además existe un punto en el cual la relación se estabiliza llegando eventualmente a una asíntota. Se esperaba ver un crecimiento continuo, pero no fue así. El sistema llega a una estabilidad ecológica. Comparando el ajuste de todos los modelos obtenidos se obtuvo que aquel que relaciona la riqueza de especies contra la talla de la colonia fue

el mejor (Figura 7.a). Esto significa que efectivamente mientras más grande el tamaño de una colonia de *Pocillopora* habrá un aumento en las especies hasta alcanzar a estabilizarse entre 3 y 4 especies. Se observa que no hubo ninguna colonia en la que se obtuvieron más de 8 especies. Las especies que entran en estas primeras especies colonizadoras y con mayor frecuencia de ocurrencia son *Cirrhitichthys oxycephalus*, *Thalassoma lucasanum*, *Canthigaster punctatissima*, *Stegastes rectifraenum* y *Elacatinus puncticulatus* respectivamente. Su colonización no es aleatoria, si no que se vuelve permanente. La probabilidad de que especies adicionales se muestren asociadas a una colonia se vuelve aleatorio. Esto es consistente con el estudio realizado por Thomson & Gilligan en el 2002, donde se confirma que si la escala de hábitats o muestras es demasiado pequeña para albergar una proporción del pool de especies designadas a la zona, la colonización siempre surgirá de forma arbitraria y estocástica. Este fenómeno no aplica para las especies dominantes de este sistema.

10. CONCLUSIONES

- Existe una relación entre las medidas de diámetro mayor y diámetro menor de una colonia de coral *Pocillopora* que demuestra una forma elipsoidal.
- No son comunes las colonias de tamaños mayores a 100 cm de diámetro mayor.
- Las especies más abundantes y con mayor frecuencia de ocurrencia fueron las dominantes, que son *Cirrhitichthys oxycephalus*, *Thalassoma lucasanum*, *Canthigaster punctatissima*, *Stegastes rectifraenum* y *Elacatinus puncticulatus*.
- El modelo que mejor explica la tasa de cambio entre el tamaño de una colonia y la composición de peces fue la que representa el aumento en la riqueza de especies (S).
- Una colonia de *Pocillopora spp.* tendrá un ensamblaje íctico que se considera completo al poseer mínimo 8 individuos pertenecientes a al menos 3 especies diferentes.
- Los resultados obtenidos muestran que una colonia de coral *Pocillopora* debe ser de entre 30,000 y 40,000 cm³ para comenzar a albergar un ensamblaje de peces ecológicamente completo, que deja de aumentar y cambiar a partir de los 40,000 cm³. Esta cifra traducida en años (Tabla 12) nos indica que una colonia para llegar a tener ese tamaño tarda entre 10 y 11 años aproximadamente.

- Tomando el punto anterior en cuenta, es necesario mencionar que el tiempo que tarde un fragmento en llegar a un tamaño que comience a ser ecológicamente funcional dependerá del tamaño que tenía al comenzar el proyecto. Entre más grande es el fragmento restaurado, más rápida será su incorporación al ecosistema.
- Los arrecifes y en especial los corales son especialmente sensibles a sufrir afectaciones de origen antropogénico y a enfrentar eventos donde los cambios ambientales sean muy dinámicos. Esto vuelve necesario considerar muy bien las condiciones ambientales del sitio a restaurar, así como tomar siempre en cuenta el factor ecológico al momento de evaluar la efectividad y el nivel de éxito.

11. RECOMENDACIONES

- Sería de mucho valor realizar estudios en el futuro donde se monitoree el orden de reclutamiento de organismos en fragmentos y colonias de coral restauradas. Un estudio del genere verificaría si los datos encontrados en este estudio se comportan como lo predicho dentro de un evento de restauración real.
- Se sugiere experimentar con diversas metodologías para censar peces asociados a colonias coralinas que no requieran su extracción, por ejemplo, el uso de videocámaras o fotografías para obtener datos más atinados y mejor información respecto a especies crípticas asociadas.
- Es de suma importancia continuar con estudios en ecología de la restauración de arrecifes, esta es una práctica que se continuara realizando y los proyectos deberán adecuarse a los cambios ambientales aun por venir.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Abele, L. G., & Patton, W. K. (1976). The size of coral heads and the community biology of associated decapod crustaceans. *Journal of Biogeography*, 3(1), 35–47. <https://doi.org/10.2307/3038097>
- Álvarez-Borrego, S., & Schwartzlose, R. A. (1979). Masas de agua del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 6(1), 43–63.
- Alvarez-Filip, L. (2004). *Influencia del habitat sobre la asociacion de peces en arrecife de cabo pulmo, B.C.S., Mexico*.
- Alvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H., & Calderon-Aguilera, L. E. (2006). Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*, 27(3), 253–262. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00108.x>
- Amar, K. O., & Rinkevich, B. (2007). A floating mid-water coral nursery as larval dispersion hub: testing an idea. *Marine Biology*, 151(2), 713–718. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0512-0>
- Aranceta-Garza, F., Balart, E. F., Reyes-Bonilla, H., & Cruz-Hernández, P. (2012). Effect of tropical storms on sexual and asexual reproduction in coral *Pocillopora verrucosa* subpopulations in the Gulf of California. *Coral Reefs*, 31(4), 1157–1167. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0941-9>
- Ayala-Bocos, A., Fernández-Rivera Melo, F. J., & Reyes-Bonilla, H. (2018). Listado actualizado de peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 10(1), 9. <https://doi.org/10.15359/revmar.10-1.1>
- Balart Páez, E. F., & Rubio, A. O. (2016). *Programa de monitoreo de la restauración del arrecife coralino afectado por el buque tanque Lázaro Cárdenas II y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur*. México D.F. Recuperado de: www.conabio.gob.mx
- Baums, I. B. (2008). A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Molecular Ecology*, 17(12), 2796–2811. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03787.x>

- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., ... Lovelock, C. E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4), 1055–1074. <https://doi.org/10.5061/dryad.rc0jn>
- Bellwood, D. R. (1996). The eocene fishes of Monte Bolca: The earliest coral reef fish assemblage. *Coral Reefs*, 15(1), 11–19. <https://doi.org/10.1007/BF01626074>
- Bellwood, D. R., Goatley, C. H. R., Cowman, P. F., & Bellwood, O. (2015). The evolution of fishes on coral reefs: fossils, phylogenies, and functions. In C. Mora (Ed.), *Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 55–64). Cambridge University Press.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827–833. <https://doi.org/10.1038/nature02691>
- Bellwood, D. R., & Wainwright, P. C. (2002). The History and Biogeography of Fishes on Coral Reefs. In *Coral Reef Fishes, Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem* (pp. 5–32). Elsevier Science.
- Birkeland, C. (2015). Coral Reefs in the Anthropocene. In C. Birkeland (Ed.), *Coral Reefs in the Anthropocene* (pp. 1–16). Springer Science+Business.
- Bortone, S. A., Martin, T., & Bundrick, C. M. (1991). Visual census of reef fish assemblages: a comparison of slate audio and video recording. *Northeast Gulf Science*, (12), 17–23.
- Bruckner, A., & Bruckner, R. (2001). Condition of restored *Acropora palmata* fragments off Mona Island, Puerto Rico, 2 years after the Fortuna Reefer ship grounding. *Coral Reefs*, 20(3), 235–243. <https://doi.org/10.1007/s003380100164>
- Bruno, J. F., & Bertness, M. D. (2001). Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. *Marine Community Ecology*, (January 2001), 201–218. Recuperado de: [http://web.mac.com/ventana121/BrunoLab/Publications_files/Bruno %26 Bertness 2001.pdf](http://web.mac.com/ventana121/BrunoLab/Publications_files/Bruno%20Bertness2001.pdf)
- Bruno, J. F., & Selig, E. R. (2007). Regional Decline of Coral Cover in the Indo-Pacific: Timing, Extent, and Subregional Comparisons. *PLoS ONE*, 2(8), e711. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000711>
- Buddemeier, R. W., & Kinzie III, R. a. (1976). Coral growth. *Oceanographic Marine Biology*

Annual Review, 14(759), 183–225.

- Bythell, J., Pan, P., & Lee, J. (2001). Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using underwater photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, 20(3), 193–199. <https://doi.org/10.1007/s003380100157>
- Cesar, H. S. J. (Herman S. J. ., & Beukering, P. van. (2004). Economic Valuation of the Coral Reefs of Hawai'i. *Pacific Science*, 58(2), 231–242. <https://doi.org/10.1353/psc.2004.0014>
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... Díaz, S. (2000). Full-Text, 405(May).
- Chávez-Romo, H. E., Paz-García, D. A., Correa-Sandoval, F., Reyes-Bonilla, H., López-Pérez, R. A., & Medina-Rosas, P. (2013). Difference in reproductive strategies of two scleractinian corals (branching vs massive) along the west coast of Mexico. *Ciencias Marinas*.
- Chindapol, N., Kaandorp, J. A., Cronemberger, C., Mass, T., & Genin, A. (2013). Modelling Growth and Form of the Scleractinian Coral *Pocillopora verrucosa* and the Influence of Hydrodynamics. *PLoS Computational Biology*, 9(1), e1002849. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1002849>
- Clarke, K., & Gorley, R. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E.
- Coker, D. J., Wilson, S. K., & Pratchett, M. S. (2014). Importance of live coral habitat for reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(1), 89–126. <https://doi.org/10.1007/s11160-013-9319-5>
- Coles, S. L. (1980). Species Diversity of Decapods Associated with Living and Dead Reef Coral *Pocillopora meandrina*. *MARINE ECOLOGY-PROGRESS SERIES* , 2, 281–291. Recuperado de: <https://www.int-res.com/articles/meps/2/m002p281.pdf>
- Conabio. (1998). *La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998*. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cortés, J. (2011). EASTERN TROPICAL PACIFIC CORAL REEFS. In *Encyclopedia of Modern Coral Reefs* (pp. 351–358).
- Darling, E. S., Graham, N. A. J., Januchowski-Hartley, F. A., Nash, K. L., Pratchett, M. S., &

- Wilson, S. K. (2017). Relationships between structural complexity, coral traits, and reef fish assemblages. *Coral Reefs*, 36(2), 561–575. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1539-z>
- Del Moral-Flores, L. F., González-Acosta, A. F., Espinosa-Pérez, H., Ruiz-Campos, G., & Castro-Aguirre, J. L. (2013). Lista anotada de la ictiofauna de las islas del golfo de California, con comentarios sobre sus afinidades zoogeográficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, (84), 184–214. <https://doi.org/10.7550/rmb.27335>
- Díaz-Pérez, L., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Ortiz, M., Cupul-Magaña, A. L., Carriquiry, J. D., Ríos-Jara, E., ... Del Carmen García-Rivas, M. (2016). Coral reef health indices versus the biological, ecological and functional diversity of fish and coral assemblages in the Caribbean sea. *PLoS ONE*, 11(8), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161812>
- Done, T. (2011). CORALS: ENVIRONMENTAL CONTROLS ON GROWTH. In *Encyclopedia of Modern Coral Reefs* (pp. 281–293).
- Figueroa-Camacho, A. G., & Nava, H. (2015). Rehabilitación de la cobertura de corales del género *Pocillopora* (Lamarck 1816) usando una técnica adaptada a hábitats rocosos sublitorales, 17(1), 31–36.
- Froese, R., & Pauly, D. (2018). FishBase. World Wide Web electronic publication. Consultado: July 17, 2018, from <http://www.fishbase.org>
- Galván-Villa, C. M. (2008). Peces crípticos asociados a corales ramosos del género *Pocillopora* en el arrecife de Playa Mora, Bahía Tenacatita, México. *Ciencia y Mar*, 11(34), 17–24.
- Glynn, P. W., Colley, S. B., Carpizo-Ituarte, E., & Richmond, R. H. (2017). Coral Reproduction in the Eastern Pacific (pp. 435–476). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_15
- Glynn, P. W., & Enochs, I. C. (2011). Invertebrates and Their Roles in Coral Reef Ecosystems. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*.
- González-Barrios, J. F., & Álvarez-Filip, L. (2018). A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators*, 95, 877–886. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.08.038>

- Goreau, T. J., & Hilbertz, W. (2005). *MARINE ECOSYSTEM RESTORATION: COSTS AND BENEFITS FOR CORAL REEFS*. *World Resource Review* (Vol. 17). Recuperado de: [http://www.globalcoral.org/_oldgcra/WRR Goreau & Hilbertz 2005.pdf](http://www.globalcoral.org/_oldgcra/WRR_Goreau_&_Hilbertz_2005.pdf)
- Hallock, P., & Schlager, W. (1986). Nutrient Excess and the Demise of Coral Reefs and Carbonate Platforms. *PALAIOS*, 1(4), 389. <https://doi.org/10.2307/3514476>
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., ... Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science (New York, N.Y.)*, 318(5857), 1737–1742. <https://doi.org/10.1126/science.1152509>
- Hutchinson, G. E. (George E. (1978). *An introduction to population ecology*. Yale University Press.
- IPCC. (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. *Nature* (Vol. 446). <https://doi.org/10.1038/446727a>
- Jones, G. P., McCormick, M. I., Srinivasan, M., & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(21), 8251–8253. <https://doi.org/10.1073/pnas.0401277101>
- Kiel, C. L. (2012). *Acropora cervicornis* Metrics for Quantifying the Size and Total Amount of Branching Coral. *University of Miami*, 342.
- Kleypas, J. A., Feely, R. A., Fabry, V. J., Langdon, C., Sabine, C. L., Robbins, L. L., ... Swart, P. K. (2006). Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers: A Guide for Future Research. *A Report of a Workshop Held 18–20 April 2005, St. Petersburg, FL, Sponsored by NSF, NOAA, and the U.S. Geological Survey*, 88 pages. https://doi.org/www.ucar.edu/communications/Final_acidification.pdf
- Komyakova, V., Munday, P. L., & Jones, G. P. (2013). Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS ONE*, 8(12), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083178>
- Krupp, D. A., Jokiel, P. L., & Chartrand, T. L. (1993). Asexual Reproduction by the Solitary Scleractinian Coral *Fungia scutaria* on Dead Parent Coralla in Kaneohe Bay, Oahu, Hawaiian Islands. *Proc 7th Int Coral Reef Symp 1992 Vol 1*, 527–534. Recuperado de:

<http://jglobal.jst.go.jp/public/20090422/200902112968075971>

- Lang, J. C., Marks, K. W., Kramer, P. A., Kramer, P. R., & Ginsburg, R. N. (2010). Agrra protocols version 5.4, (April), 1–31. Recuperado de: http://www.agrra.org/method/AGRRA-V5.4_2010.pdf
- Li, A., & Reidenbach, M. A. (2014). Forecasting decadal changes in sea surface temperatures and coral bleaching within a Caribbean coral reef. *Coral Reefs*, 33(3), 847–861. <https://doi.org/10.1007/s00338-014-1162-1>
- Lindig-Cisneros, R. (2017). *Ecología de la restauración y restauración ambiental*. Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de: <http://www.librosoa.unam.mx/handle/123456789/505>
- López-Pérez, A., Granja-Fernández, R., Aparicio-Cid, C., Zepeta-Vilchis, R. C., Torres-Huerta, A. M., Benítez-Villalobos, F., ... Valencia-Méndez, O. (2014). Corales pétreos, equinodermos y peces asociados a comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Huatulco, Pacífico sur mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1145–1159. <https://doi.org/10.7550/rmb.43848>
- Maragos, J. (1978). Coral growth: geometrical relationships. In *Coral reefs: research methods* (pp. 543–550). UNESCO.
- Martin, D., & Le Tissier, A. (1988). The growth and formation of branch tips of *Pocillopora damicornis* (Linnaeus). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 124(2), 115–131. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(88\)90115-3](https://doi.org/10.1016/0022-0981(88)90115-3)
- Mcfield, M., & Kramer, P. (2007). Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. *Healthy Reefs for Healthy People Initiative*, (April), 1–208. Recuperado de: http://www.rareplanet.org/sites/rareplanet.org/files/McFieldKramer_2007_HealthyReefForHealthyPeople.pdf
- Miller, M. W. (2015). Coral Disturbance and Recovery in a Changing World. In *Coral Reefs in the Anthropocene* (pp. 217–230).
- Moore, T., Frias-torres, S., Vaughan, D., & Ross, A. M. (2016). Propagation and active reef

restoration – techniques and considerations for the production of corals and propagules and transplantation onto degraded reefs The efficacy of nursery head-starting in the culture and restoration of *Acropora cervicornis*, 306–324.

Mumby, P. J., & Steneck, R. S. (2011). The Resilience of Coral Reefs and Its Implications for Reef Management. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 509–519).

Muñiz-anguiano, D., Verduzco-zapata, M., & Liñán-cabello, M. A. (2017). Factores asociados a la respuesta de *Pocillopora* spp . (Anthozoa : Scleractinia) durante un proceso de restauración en la costa del Pacífico mexicano during a restoration process on the Mexican Pacific coast, 52, 299–310.

Muscatine, L., & Weis, V. (1992). Productivity of Zooxanthellae and Biogeochemical Cycles. In *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea* (pp. 257–271). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0762-2_14

Nava, H., & Figueroa-Camacho, A. G. (2017). Rehabilitation of damaged reefs: Outcome of the use of recently broken coral fragments and healed coral fragments of pocilloporid corals on rocky boulders. *Marine Ecology*, 38(5). <https://doi.org/10.1111/maec.12456>

Pandolfi, J. M., Connolly, S. R., Marshall, D. J., & Cohen, A. L. (2011). Acidification Projecting Coral Reef Futures Under Global Warming and Ocean Projecting Coral Reef Futures Under Global Warming and Ocean Acidification, 418. <https://doi.org/10.1126/science.1204794>

Pérez-Lozano, G., Castrejon-Pineda, J. A., Robles-Carrillo, C., Bautista-Guerrero, E., & Cupul-Magaña, A. L. (2009). Proyecto piloto de restauración de la zona coralina Bahía Tiburoneros mediante técnicas de trasplantes, en el área marina del Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit, (323), 2851003.

Pichon, M. (1978). Problems of measuring and mapping coral reef colonies. In *Coral reefs: research methods* (pp. 219–230).

Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. Wiley. Recuperado de: <https://catalogue.nla.gov.au/Record/1766426>

Precht, W., & Robbart, M. (2006). Coral reef restoration: the rehabilitation of an ecosystem under siege. *Coral Reef Restoration Handbook*, 1–24. <https://doi.org/10.1201/9781420003796.ch1>

- Reyes-Bonilla, H. (2003). Coral reefs of the Pacific coast of México. In *Latin American Coral Reefs* (pp. 331–349). Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50015-1>
- Reyes-Bonilla, H., & López-Pérez, A. (2009). 4. Corals and Coral-reef Communities in the Gulf of California. In *Atlas of Coastal Ecosystems in the Western Gulf of California*.
- Reyes, J., Santodomingo, N., & Flórez, P. (2010). *Corales escleractinios de Colombia*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras " José Benito Vives de Andrés,".
- Rinkevich, B. (2008). Management of coral reefs: We have gone wrong when neglecting active reef restoration. *Marine Pollution Bulletin*, 56(11), 1821–1824. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.014>
- Rinkevich, B. (2014). Rebuilding coral reefs: Does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.018>
- Rinkevich, B. (2017). Rebuilding coral reefs : Does active reef restoration lead to sustainable reefs? ScienceDirect Rebuilding coral reefs : does active reef restoration lead to. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7(April 2014), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.018>
- Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., & Tortolero-Langarica, J. J. A. (2015). Capítulo 3 : Corales : Organismos base constructores de los ecosistemas arrecifales Temas sobre Investigaciones Costeras, (November).
- Rodríguez-Villalobos, J. C. (2016). Estado de salud de colonias de *Pocillopora* en el Pacífico mexicano Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada , Baja California Programa de Posgrado en Ciencias en Ecología Marina, (September). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25382.93761>
- Romero Ponce, R. C. (2002). *Estructura comunitaria de peces asociados a cabezas de coral en cuatro localidades de Bahía de La Paz, B.C.S., México*. Universidad Autónoma de Baja

- California Sur. Recuperado de: <http://biblio.uabcs.mx/tesis/TE1329.pdf>
- Russell, B. C., Talbot, F. H., Anderson, G. R. V., & Goldman, B. (1978). Collection and sampling of reef fishes. In *Coral reefs: research methods* (pp. 329–345). UNESCO.
- Sale, P. F. (2008). Management of coral reefs: where we have gone wrong and what we can do about it. *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), 805–809. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.009>
- Shannon, C. E. (1948). *A Mathematical Theory of Communication*. *The Bell System Technical Journal* (Vol. 27). Recuperado de: <http://math.harvard.edu/~ctm/home/text/others/shannon/entropy/entropy.pdf>
- Sheppard, C. (Charles R. C. ., Davy, S. K., & Pilling, G. M. (2010). *The biology of coral reefs*. Recuperado de: <https://global.oup.com/academic/product/the-biology-of-coral-reefs-9780198566366?cc=mx&lang=en&>
- Sherman, R., Gilliam, D. S., & Spieler, R. E. (2002). Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59(suppl), S196–S200. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1163>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Smith, A., & McLeod, I. (2018). The science and art of reef restoration. Consultado: September 11, 2018, from <https://theconversation.com/the-science-and-art-of-reef-restoration-99933>
- Smith, C. L., & Tyler, J. C. (1975). Succession and Stability in Dome-shaped-Patch Reefs Fish Communities of in the West Indies. *American Museum Novitates*. © *The American Museum of Natural History*, (2572), 24. Recuperado de: <http://digitallibrary.amnh.org/bitstream/handle/2246/5458/N2572.pdf?sequence=1>
- Spurgeon, J. P. G., & Lindahl, U. (2000). Economics of coral reef restoration. *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*, (May), 125–136. Recuperado de: <http://www.oceandocs.net/handle/1834/564>
- Stella, J. S., Pratchett, M. S., Hutchings, P. A., & Jones, G. P. (2011). Coral-associated

- invertebrates: diversity, ecological importance and vulnerability to disturbance. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 49(May 2018), 43–104. <https://doi.org/10.1201/b11009-3>
- Thomson, D. A., & Gilligan, M. R. (2002). Rocky-Shore Fishes. In *A new island biogeography of the sea of Cortés* (pp. 154–180). Oxford University Press.
- Tortolero-Langarica, J. de J. A., Rodríguez-Troncoso, A. P., Cupul-Magaña, A. L., & Carricart-Ganivet, J. P. (2017). Calcification and growth rate recovery of the reef-building *Pocillopora* species in the northeast tropical Pacific following an ENSO disturbance. *PeerJ*, 5(April), e3191. <https://doi.org/10.7717/peerj.3191>
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2014). Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean and Coastal Management*, 96, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020>
- Veron, J. E. N. (2011). Coral Taxonomy and Evolution. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 37–45). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_4
- Veron, J. E. N., & Stafford-Smith, M. (2000). *Corals of the world*. Australian Institute of Marine Science.
- Villegas-Sánchez, C. A., Abitia-Cárdenas, L. A., Javier Gutiérrez-Sánchez, F., & Galván-Magaña, F. (2009). Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 169–179. Recuperado de: <http://www.ejournal.unam.mx/bio/BIO80-01/BIO080000119.pdf>
- Volkov, I., Banavar, J. R., Hubbell, S. P., & Maritan, A. (2005). *Neutral Theory and Relative Species Abundance in Ecology*. Recuperado de: <https://arxiv.org/pdf/q-bio/0504018.pdf>
- Yeemin, T., Sutthacheep, M., & Pettongma, R. (2006). Coral reef restoration projects in Thailand. *Ocean & Coastal Management*, 49, 562–575. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.06.002>
- Young, C., Schopmeyer, S., & Lirman, D. (2012). A Review of Reef Restoration and Coral Propagation Using the Threatened Genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic.

13. ANEXOS

Anexo I. Listado sistemático de los peces asociados a colonias de coral *Pocillopora* registrados para el presente estudio en el Parque Nacional Cabo Pulmo, Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo y Punta Arenas.

Phylum Chordata

Clase Actinopterygii

Orden Anguiliformes

Familia Muraenidae

Gymnothorax castaneus (Jordan & Gilbert, 1883)

Gymnothorax panamensis (Steindachner, 1876)

Muraena lentiginosa Jenyns, 1842

Orden Beryciformes

Familia Holocentridae

Myripristis leiognathus Valenciennes, 1846

Sargocentron suborbitale (Gill, 1863)

Orden Perciformes

Familia Acanthuridae

Acanthurus nigricans (Linnaeus, 1758)

Acanthurus triostegus (Linnaeus, 1758)

Prionurus punctatus Gill, 1862

Familia Apogonidae

Apogon pacificus (Herre, 1935)

Apogon retrosella (Gill, 1862)

Familia Blenniidae

Ophioblennius steindachneri Jordan & Evermann, 1898

Plagiotremus azaleus (Jordan & Bollman, 1890)

Familia Chaenopsidae

Acanthemblemaria crockeri Beebe & Tee-Van, 1938

Acanthemblemaria hastingsi Lin & Galland, 2010

Familia Chaetodontidae

Johnrandallia nigrirostris (Gill, 1862)

Familia Cirrhitidae

Cirrhitichthys oxycephalus (Bleeker, 1855)

Cirrhitus rivulatus Valenciennes, 1846

Oxycirrhites typus Bleeker, 1857

Familia Gobiidae

Barbulifer pantherinus (Pellegrin, 1901)

Coryphopterus urospilus Ginsburg, 1938

Lythrypnus dalli (Gilbert, 1890)

Elacatinus puncticulatus (Ginsburg, 1938)

Familia Haemulidae

Haemulon maculicauda (Gill, 1862)

Haemulon sexfasciatum Gill, 1862

Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)

Familia Kyphosidae

Kyphosus elegans (Peters, 1869)

Familia Labridae

Bodianus diplotaenia (Gill, 1862)

Halichoeres chierchiae Di Caporiacco, 1948

Halichoeres dispilus (Günther, 1864)

Thalassoma grammaticum Gilbert, 1890

Thalassoma lucasanum (Gill, 1862)

Familia Labrisomidae

Labrisomus xanti Gill, 1860

Malacoctenus hubbsi Springer, 1959

Malacoctenus zaca Springer, 1959

Familia Lutjanidae

Lutjanus argentiventris (Peters, 1869)

Lutjanus viridis (Valenciennes, 1846)

Familia Pomacanthidae

Holacanthus passer Valenciennes, 1846

Pomacanthus zonipectus (Gill, 1862)

Chromis atrilobata Gill, 1862

Chromis limbaughi Greenfield & Woods, 1980

Microspathodon dorsalis (Gill, 1862)

Stegastes acapulcoensis (Fowler, 1944)

Stegastes flavilatus (Gill, 1862)

Stegastes leucorus (Gilbert, 1892)

Stegastes rectifraenum (Gill, 1862)

Familia Scaridae

Nicholsina denticulata (Evermann & Radcliffe, 1917)

Scarus perrico Jordan & Gilbert, 1882

Familia Serranidae

Alphestes immaculatus Breder, 1936

Cephalopholis panamensis (Steindachner, 1876)

Epinephelus labriformis (Jenyns, 1840)

Mycteroperca prionura Rosenblatt & Zahuranec, 1967

Paralabrax maculatofasciatus (Steindachner, 1868)

Paranthias colonus (Valenciennes, 1846)

Rypticus nigripinnis Gill, 1861

Serranus psittacinus Valenciennes, 1846

Familia Tripterygiidae

Enneanectes carminalis (Jordan & Gilbert, 1882)

Axoclinus nigricaudus Allen & Robertson, 1991

Crocodylichthys gracilis Allen & Robertson, 1991

Familia Zanclidae

Zanclus cornutus (Linnaeus, 1758)

Orden Syngnathiformes

Familia Fistulariidae

Fistularia commersonii Rüppell, 1838

Familia Syngnathidae

Doryrhamphus excisus excisus Kaup, 1856

Orden Tetraodontiformes

Familia Balistidae

Sufflamen verres (Gilbert & Starks, 1904)

Familia Diodontidae

Diodon holocanthus Linnaeus, 1758

Diodon hystrix Linnaeus, 1758

Familia Tetraodontidae

Arothron meleagris (Anonymous, 1798)

Canthigaster punctatissima (Günther, 1870)

Familia Ostraciidae

Ostracion meleagris Shaw, 1796