UNIVERSIDAD DEL MAR

Campus Puerto Ángel

Cambio en la complejidad tridimensional de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración arrecifal en bahías de Huatulco, Oaxaca México

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias: Ecología Marina

Presenta

Hidrobiól. Diego Alberto García Medrano

Director

M.A.I.A. Eduardo Juventino Ramírez Chávez

Co-director

Dr. Ramón Andrés López Pérez

Puerto Ángel, Oaxaca, 2025

RESUMEN

La complejidad estructural de los arrecifes de coral es crucial para preservar la biodiversidad marina y la protección costera, pero se ve amenazada por perturbaciones como el cambio climático y la actividad humana. Se aplicó la herramienta de fotogrametría digital submarina para evaluar la restauración de arrecifes de coral en bahías de Huatulco, Oaxaca, para determinar cambios en cobertura coralina, supervivencia y complejidad estructural tridimensional (3D) de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración. Se detectó una mortalidad del 7.63% mientras que el ANDEVA no mostró diferencias significativas en esta métrica a través del periodo de estudio ($F_{(4,45)}$= 2.263, p= 0.07). La supervivencia de las colonias (92.37%) mostró valores superiores a los reportados por varios estudios a lo largo del mundo que emplean a *Pocillopora* spp. en los esfuerzos de restauración. Por su parte, después de un año, se detectó un incremento en área de cobertura de 180.54%, de acuerdo al área inicial de las colonias, representando un cambio significativo a través del tiempo ($F_{(5,54)}$= 5.2198, p= 0.0005). De acuerdo a la complejidad del hábitat, la dimensión fractal fue el único rasgo que mostró diferencias significativas a través del tiempo ($F_{(5,54)}$= 2.5299, p= 0.03). A pesar de que las métricas de pendiente y rugosidad no mostraron una tendencia significativa (pendiente $F_{(5,54)}$= 2.1128, p= 0.07; rugosidad $F_{(5,54)}$= 1.95, p= 0.09), la dimensión fractal demuestra la importancia de esta métrica para la evaluación de cambios estructurales en colonias de *Pocillopora* spp. Las métricas de complejidad 3D mostraron un incremento no lineal después de la implementación de los sistemas de restauración. Sin embargo, todas las métricas disminuyen para el último punto de muestreo, sugiriendo la disminución de la complejidad estructural a escala del parche de arrecife debido a la fusión de exoesqueletos de colonias vecinas. Finalmente, la fotogrametría digital submarina demostró ser una herramienta poderosa para el análisis y procesamiento de métricas de salud y complejidad del hábitat mediante el empleo de modelos 3D, modelos digitales de elevación y ortomosaicos de sistemas de restauración de corales de *Pocillopora* spp.

Palabras clave: Coral, arrecifes, complejidad estructural, fotogrametría, restauración, *Pocillopora* spp.

ABSTRACT

The structural complexity of coral reefs is critical for the conservation of marine biodiversity and coastal protection but is threatened by disturbances such as climate change and human activity. Underwater digital photogrammetry was used to evaluate coral reef restoration in bahías de Huatulco, Oaxaca, to determine changes in coral cover, survival and three-dimensional (3D) structural complexity of *Pocillopora* spp. in restoration systems. A mortality rate of 7.63% was observed, while the ANDEVA showed no significant differences in this metric throughout the study period ($F_{(4,45)}$= 2.263, p= 0.07). Colony survival (92.37%) showed higher values than those reported by several studies worldwide using *Pocillopora* spp. in restoration efforts. On the other hand, after one year, an increase of 180.54% according to the colonies initial area was observed, representing a significant change over time ($F_{(5,54)}$= 5.2198, p= 0.0005). According to habitat complexity, the fractal dimension was the only trait that showed significant differences over time ($F_{(5,54)}$= 2.5299, p= 0.03). Although the slope and roughness metrics did not show a significant trend (slope $F_{(5,54)}$= 2.1128, p= 0.07; roughness $F_{(5,54)}$= 1.95, p= 0.09), the fractal dimension demonstrates the importance of this metric for evaluating structural changes in *Pocillopora* spp. colonies. 3D complexity metrics showed a non-linear increment after restoration systems deploy. However, all metrics decrease by the last monitoring time point, suggesting the decreasing of the structural complexity at reef patch scale due to the fusion of exoskeletons of neighbor colonies. Finally, underwater digital photogrammetry proved to be a powerful tool for analyzing and processing habitat health and complexity metrics using 3D models, digital elevation models, and orthomosaics of *Pocillopora* spp. coral restoration systems.

Keywords: Coral, reefs, structural complexity, photogrammetry, restoration, *Pocillopora* spp.

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mi hija Bahari, para demostrarle que con constancia y dedicación los sueños se cumplen. ¡Nunca dejes de luchar por tus sueños!

A mi familia, Abraham, Luz, Erick, Valeria y a mi compañera de vida Marina que, junto con mi hija, han sido mi mayor impulso y mí mayor motivación. No tengo palabras suficientes para agradecer todo lo que han hecho por mí. Los quiero mucho.

En memoria de mamá TT.

“Después de todo, ¿qué es un científico entonces?
Es un hombre curioso que mira a través del ojo de una cerradura,
la cerradura de la naturaleza, tratando de saber qué es lo que sucede"
Jacques-Yves Cousteau

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis, el M.A.I.A. Eduardo Ramírez Chávez por aceptar la dirección de este proyecto y por recibirme en su laboratorio, gracias por el apoyo en todo momento y por compartir conmigo sus valiosos consejos, experiencia y conocimiento en fotogrametría y percepción remota, sin los cuales no hubiese sido posible este trabajo.

A mi co-director de tesis, el Dr. Andrés López Pérez por guiarme a lo largo de todo este proceso, por apoyarme incondicionalmente e impulsarme en mi crecimiento profesional, pero sobre todo gracias por compartir conmigo su valiosa experiencia y conocimiento en restauración y ecología de arrecifes, sin los cuales no hubiese sido posible este trabajo.

Al Dr. Juan Francisco Meraz Hernando, por sus valiosos consejos y asesorías durante la maestría. Gracias Dr. Meraz por sus revisiones y comentarios que ayudaron al mejoramiento de esta tesis.

Al Dr. Sergio D. Guendulain García y a la Dra. Ana María Torres Huerta, por aceptar ser mis revisores y por sus valiosas observaciones y comentarios que contribuyeron sustancialmente al mejoramiento de esta tesis.

A la Universidad del Mar y a su Programa de Maestría en Ciencias: Ecología Marina, por aceptarme dentro del posgrado.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por el apoyo económico recibido a través de la beca de manutención para la realización de mis estudios de posgrado.

Al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota de la Universidad del Mar, por abrirme las puertas de sus instalaciones y equipos fotogramétricos y de cómputo para el procesamiento de datos.

A la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa por abrirme las puertas de sus instalaciones y equipos de cómputo para el procesamiento de datos.

Al Biol. Mar. Luis José Ortiz Martínez y al Biol. Mar. Amauri Castillejos Hernández, por su asistencia y sus valiosos consejos en fotogrametría y SIG.

Al MSDT Virgilio Antonio Pérez y al DM Carlos López Armería de Buceo Huatulco, por su asistencia técnica en buceo y por la ayuda brindada en la realización de la parte práctica de este trabajo.

Al Dr. Omar Valencia Méndez y a la Dra. Rebeca Granja Fernández, por compartir conmigo sus valiosos consejos y experiencias personales en la UMAR, previo a mi ingreso al posgrado.

A todas aquellas personas que confiaron en mí y me brindaron su ayuda y amistad durante mi estancia en el posgrado.

INDICE

RESUMEN ii

ABSTRACT iii

DEDICATORIA iv

AGRADECIMIENTOS v

INDICE vii

INDICE DE FIGURAS viii

INDICE DE TABLAS ix

1. Introducción 1

2. Antecedentes 7

3. Justificación 11

4. Hipótesis 12

5. Objetivos 13

Objetivo general 13

Objetivos particulares 13

6. Materiales y Métodos 14

Área de estudio 14

Trasplante de corales de oportunidad 15

Monitoreo de unidades de restauración 15

Generación de productos 3D 16

Métricas de evaluación 17

Análisis de datos 20

7. Resultados 21

Mortalidad 21

Cobertura coralina 21

Métricas de complejidad 3D del hábitat 24

8. Discusión 28

Mortalidad y supervivencia 28

Cobertura coralina 32

Complejidad 3D del hábitat 34
Relación entre la cobertura coralina y las métricas de complejidad 3D 36
9. Conclusiones.....40
10. Referencias.....41

INDICE DE FIGURAS

Figura

Página

1. Área de estudio en bahías de Huatulco, Pacífico sur mexicano 14

2. Técnicas de barrido fotogramétrico de cada unidad de restauración. A) corte de césped y B) corte de tipo monumento.....16

3. Etapas del procesamiento fotogramétrico empleado para la generación de los productos fotogramétricos.....17

4. Representación espacial de los modelos 3D. A) modelo 3D de colonias de coral, B) comparación de mallas de dos tiempos de una misma UR. 19

5. Mortalidad promedio de los corales presentes en las UR durante el periodo de estudio. Los valores representan la Media ± Desviación estándar. 21

6. Cambio en la cobertura media de coral vivo a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar. 22

7. Cambio en la cobertura de coral vivo a través del tiempo en las unidades de restauración. A) UR1, B) UR2, C) UR6, D) UR9. 23

8. Comparación en la cobertura coralina de una UR a través del tiempo durante el periodo de estudio.....24

9. Cambio en la dimensión fractal a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.....25

10. Cambio en la pendiente media a través del tiempo en las UR. Los valores representan la Media ± Desviación estándar. 26

11. Cambio en la rugosidad superficial media a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar. 27

12. Mortalidad causada por epibiosis de A) césped algal y B) mortalidad causada por *Padina* spp. a las colonias de *Pocillopora* spp. *29*

13. Epibiosis. A) *Amphimedon texotli* a la derecha, y a la izquierda *Halicleona caerulea*, en la imagen de B) zoom *H. caerulea* *30*

14. Modificaciones en cobertura y complejidad estructural de sistemas de restauración. A) cambio de cobertura coralina inicial con respecto al final de muestreo, B) representación gráfica de la dimensión fractal y C) la pendiente de un sistema de restauración obtenidos a partir de productos 3D. Cabe resaltar que para la dimensión fractal, los valores más altos están ejemplificados en color rojo y valores más bajos en color negro, mientras que los mayores valores de pendiente están ejemplificados en color rojo y valores planos en color verde. 39

INDICE DE TABLAS

Tabla

Página

I. Comparación de valores de supervivencia para *Pocillopora* spp. reportados por distintos autores con distintas técnicas de restauración. 31

II. Comparación de valores en incremento en área de cobertura entre diferentes estudios.....33

1. Introducción

Los arrecifes de coral son ecosistemas geomorfológicos complejos que proporcionan bienes y servicios ecosistémicos vitales para millones de personas en el mundo, y funcionan como biomas focales para casi un tercio de las especies marinas (Horoszowski-Fridman *et al.* 2015). Particularmente, se ha reconocido que la complejidad estructural es un componente fundamental de los arrecifes de coral, debido a que juega un papel importante en la determinación de la estructura comunitaria de organismos asociados, promueve la disponibilidad de hábitats de refugio y mejora la disponibilidad de sitios de crianza, reproducción y alimentación para la fauna asociada (Holbrook *et al*. 2002, Nash 2013, Graham y Nash 2013). La complejidad estructural puede definirse como la estructura física tridimensional de un ecosistema (Graham y Nash 2013). Gran parte de esta estructura puede ser proporcionada por la morfología física tridimensional (3D) de los corales constructores de arrecifes, y se reconoce como fundamental para mantener la funcionalidad física de los arrecifes de coral (Alvarez-Filip *et al*. 2009, Zawada *et al*. 2010, Cabral-Tena *et al.* 2020).

En concreto, el mantenimiento de la funcionalidad física de los arrecifes de coral depende en gran medida de las estrategias de historia de vida de los corales, que están fuertemente vinculadas a los atributos morfológicos y fisiológicos de las especies (Darling *et al.* 2013, Denis *et al.* 2017). La morfología determina la forma en que los organismos bio-constructores de arrecifes, como los corales escleractinios, interactúan con su entorno y con otros organismos y, además, determina la forma de las estructuras tridimensionales que los corales construyen y, por ende, las comunidades que sustentan (González-Barrios y Alvarez-Filip 2018, Zawada *et al*. 2019). La complejidad 3D es considerada un parámetro importante para describir la morfología 3D a diferentes escalas, desde colonias individuales hasta la estructura física del arrecife (Burns *et al.* 2015b, Lange y Perry 2020). Así mismo, es considerada como el principal predictor de la capacidad de recuperación de los arrecifes de coral después de una perturbación (Graham *et al.* 2015).

Por su parte, la capacidad de construcción de los arrecifes está determinada por los procesos que construyen (crecimiento, complejidad estructural) y los procesos que degradan la estructura del arrecife (perturbaciones naturales y antropogénicas) (Perry y Alvarez-Filip 2019). Siendo la complejidad estructural un factor clave en la determinación de la estructura y tasa de acreción del arrecife, y es crítica para mantener muchos servicios ecosistémicos (Moberg y Folke 1999), principalmente la defensa costera contra eventos hidrometeorológicos (Ferrari *et al*. 2016), así como el soporte a la biodiversidad y la producción pesquera (Graham *et al*. 2006).

La rápida degradación de la salud de los arrecifes a nivel global ha dado lugar a una disminución considerable de la acreción y de la complejidad estructural (Morais *et al*. 2020), lo que ha resultado una reorganización de los conjuntos coralinos con transición hacia sitios arrecifales simplificados (Alvarez-Filip *et al*. 2011, Alvarez-Filip *et al*. 2009, Perry *et al*. 2015, González-Barrios *et al.* 2021), comprometiendo seriamente el mantenimiento funcional de los arrecifes en el futuro (Alvarez-Filip *et al*. 2013, Perry *et al*. 2015). Se ha observado que la disminución de la complejidad estructural de los arrecifes tiene un impacto negativo en muchas especies asociadas, así como en los procesos y servicios del ecosistema que son fundamentales para el bienestar humano (Newman *et al.* 2015, Hughes *et al*. 2017).

El rápido deterioro de la salud y complejidad de los arrecifes a nivel mundial, registrado durante las últimas décadas ha centrado la atención en la implementación de acciones de restauración, especialmente hacia la restauración activa de arrecifes de coral (Epstein *et al.* 2003). En general, la asistencia a la recuperación natural de los arrecifes de coral puede incluir medidas de restauración pasivas o indirectas, o bien intervenciones de restauración activas o directas. Las primeras (pasivas) generalmente implican el manejo de las actividades antropogénicas que impiden procesos de recuperación natural, mientras que la restauración activa incluye intervenciones de restauración (Ammar 2009), como el trasplante de corales *in situ*. Durante las últimas décadas a nivel mundial, los esfuerzos de restauración activa se han implementado con el objetivo de mejorar la resiliencia de los arrecifes, acelerar los procesos de recuperación natural, mejorar la diversidad genética y la conectividad de poblaciones restauradas, y evitar

disfunciones en los servicios ecosistémicos e impactos a largo plazo (Rinkevich 2005, Edwards y Gomez 2010, Hein *et al*. 2017, Hein *et al.* 2020). De manera destacada, las técnicas de restauración más populares utilizadas para restaurar los arrecifes de coral en México, se han centrado en el uso de *Pocillopora* spp. y *Acrop*ora *palmata* por ser los principales constructores de arrecifes en el Pacífico y en el Caribe mexicano. Dichos taxa han sido parte medular del empleo de diversas técnicas de restauración como el trasplante directo, la jardinería de corales, la reproducción asistida, la micro fragmentación y la propagación larvaria, como las técnicas más comúnmente empleadas (Tortolero *et al*. 2020, Robles-Payán *et al.* 2021, Padilla-Souza *et al.* 2023, García-Medrano *et al.* 2023, Mendoza-Quiroz *et al.* 2023, Miller *et al*. 2024).

Hay que destacar que en muchos casos las estimaciones convencionales de salud como el crecimiento y la complejidad estructural implican mediciones invasivas en corales frágiles en proceso de recuperación, que son especialmente susceptibles a la manipulación directa. En este sentido, ante la creciente fragilidad y degradación de los arrecifes, se ha reconocido la necesidad de desarrollar técnicas y herramientas no invasivas que permitan el estudio de colonias de coral y arrecifes mediante la extracción de métricas que consideren la tridimensionalidad inherente de estos organismos (Courtney *et al*. 2007, Goatley y Bellwood 2011, Burns *et al.* 2015a, 2015b).

Los recientes avances en herramientas de monitoreo como la fotogrametría digital submarina representan una herramienta eficiente, rigurosa y valiosa que facilita la evaluación del éxito de la restauración activa al monitorear de manera no invasiva el crecimiento, la supervivencia y la estructura 3D, así como la dinámica de la comunidad de corales en proceso de restauración (Ferrari *et al.* 2021). La fotogrametría es una técnica que permite obtener información fiable sobre las propiedades físicas de los objetos y el entorno mediante el registro, la medición y la interpretación de imágenes o secuencias de fotogramas. Particularmente, la técnica de fotogrametría “Estructura a partir del movimiento” (SfM por sus siglas en inglés) (Westoby *et al.* 2012), permite reconstruir modelos digitales 3D a partir de secuencias de fotogramas superpuestos, obtenidos de un sensor óptico fotográfico en movimiento, que captura la estructura 3D de un objeto o área de interés (Ferrari

et al. 2016). La fotogrametría SfM se ha convertido en un método eficaz y poderoso, siendo utilizado en estudios cuantitativos bentónicos (Burns *et al.* 2015a, 2015b, Storlazzi et *al.* 2016, Hernández-Landa *et al.* 2020), ya que ha demostrado que puede evaluar de manera integral los cambios en el tamaño y la estructura física 3D de los arrecifes de coral a lo largo del tiempo (Lange y Perry 2020, Urbina-Barreto *et al.* 2021, García-Medrano *et al.* 2023b). La precisión y exactitud de este método ha sido demostrada a diferentes escalas (Figueira *et al.* 2015, Gutiérrez-Heredia *et al.* 2016, Storlazzi *et al.* 2016, Guendulain-García *et al.* 2023).

Por su parte, estudios relacionados con las implicaciones ecológicas de la fotogrametría demuestran que la riqueza de información proporcionada por la fotogrametría supera a los métodos tradicionales como el método de la cadena (Ferrari *et al.* 2017, González-Rivero *et al.* 2017, Urbina-Barreto 2020, Million *et al.* 2021). En este sentido, el uso de enfoques 3D para comprender mejor la estructura y la función de la complejidad 3D del hábitat del coral, así como su vulnerabilidad ante las perturbaciones, se han convertido en un paso importante para dilucidar los bienes y servicios que brindan los arrecifes.

A pesar del potencial de la fotogrametría SfM, esta técnica ha sido pobremente empleada en los esfuerzos de restauración (Ferrari *et al.* 2021). Actualmente, más del 60% de los proyectos de restauración se centran en la evaluación de las respuestas biológicas de las colonias de coral al trasplante con base en la supervivencia y el crecimiento, como los principales indicadores ecológicos para evaluar el éxito de la restauración (Hein *et al.* 2017, Boström-Einarsson *et al.* 2020, Ferrari *et al.* 2021), sin considerar métricas estructurales importantes como la complejidad estructural del hábitat (Hein *et al.* 2017). Paralelamente, la mayoría de los estudios ecológicos se han limitado a utilizar técnicas de estudio bidimensional (2D), como la extensión linear y el área planar de las colonias (Clark y Edwards 1995, Boch *et al.* 2012, Ferse 2010, Forrester *et al*. 2014, Combillet *et al*. 2022). Sin embargo, se ha observado que estas simplifican los atributos estructurales de las colonias de coral, ya que son incapaces de detectar características estructurales 3D de la geometría de los corales, que determinan la funcionalidad, la facilitación del hábitat y servicios ecológicos (Goatley y Bellwood 2011). Una evaluación de las características físicas de las colonias de coral y de los

arrecifes de coral, que involucre métricas tridimensionales, es fundamental para avanzar en la comprensión de la funcionalidad, la disponibilidad de hábitat, el flujo biogénico y la productividad del ecosistema de arrecifes de coral (Goatley y Bellwood 2011, Pittman y Brown 2011, Graham y Nash 2013).

El Pacífico oriental tropical comprende desde bahía Magdalena, México hasta el norte de Perú. Esta región representa una zona subóptima para el desarrollo arrecifal debido a que posee una plataforma continental estrecha, alta productividad y surgencias estacionales (Glynn y Ault 2000). A pesar de que la mayoría de los arrecifes de esta región son de tipo rocoso, los arrecifes coralinos han sido los más estudiados y han alcanzado un gran interés ecológico y económico (Reyes-Bonilla y López-Pérez 1998). De las cinco regiones en que se ha dividido a los sistemas arrecifales del Pacífico mexicano, la región del sur está conformada por las formaciones arrecifales de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero (López-Pérez *et al.* 2012), y Puerto Ángel (Reyes-Bonilla y Leyte-Morales 1998) y bahías de Huatulco, Oaxaca (Glynn y Leyte-Morales 1997). Si bien, las aguas tropicales mexicanas del Pacífico se caracterizan por presentar arrecifes relativamente pequeños, discontinuos y con baja diversidad de especies de coral (Reyes-Bonilla 2003), los arrecifes de bahías de Huatulco se pueden considerar como una de las zonas arrecifales con mayor relevancia en el sur del Pacífico mexicano (López-Pérez *et al.* 2014) pues por servicios asociados al turismo, su contribución alcanza hasta 529,970 dólares anuales (Robles-Zavala y Reinoso 2018).

A pesar de la importancia de los arrecifes en bahías de Huatulco, existen evidencias que sugieren que la degradación de arrecifes que se desarrollaban en La Dársena y Manzanilla, además de una porción importante de La Entrega, coincide con la construcción de un complejo turístico en la zona (Glynn y Leyte-Morales 1997, López-Pérez *et al.* 2002). Lo anterior se ha visto agravado por eventos tales como la fase cálida de “El niño Oscilación del Sur” (ENOS) (Glynn y Leyte-Morales 1997, López-Pérez *et al.* 2016, López-Pérez *et al.* 2024) y la fase fría, anti-ENOS 1997-1999 (Reyes-Bonilla *et al.* 2002), además de eventos hidrometeorológicos tales como huracanes y tormentas (Lirman *et al*. 2001) que han ocasionado una reducción importante en la cobertura de coral vivo y su estructura 3D (López-Pérez *et al.* 2024). En paralelo, se sabe que daños geológicos causados

por recientes terremotos (2020), también afectaron a los arrecifes en la zona, ocasionando la elevación del fondo marino y exponiendo algunos parches arrecifales más cerca de la superficie, e incluso, posicionándolos fuera del agua durante la bajamar (Solano *et al.* 2020).

Debido a la relevancia regional de los arrecifes en Huatulco y a la creciente degradación de la estructura arrecifal en la zona, la necesidad de adoptar acciones de restauración con base en tecnologías que permitan medir y evaluar de forma no invasiva y de manera integral, los cambios en el tamaño y la estructura física 3D de los arrecifes, se vuelve indispensable. El presente estudio emplea la fotogrametría digital submarina como una herramienta que permite evaluar parámetros de salud como la mortalidad y el aumento en la cobertura, así como el cambio en complejidad 3D de colonias de coral de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración arrecifal. Este estudio proporciona las primeras métricas 3D de *Pocillopora* spp. y su evolución en el tiempo, en sistemas de restauración en bahías de Huatulco Oaxaca.

2. Antecedentes

En sus inicios, la restauración de arrecifes se centró en soluciones estructurales o de ingeniería para reparar rompeolas naturales que protegen costas importantes de la erosión, así como en restaurar la integridad estructural y la complejidad topográfica de los arrecifes dañados por encallamientos de barcos y pesca con explosivos (Precht 2006). Sin embargo, a partir de finales de la década de 1970, los científicos comenzaron a alarmarse por el rápido y generalizado declive de los arrecifes de coral en todo el mundo como resultado de una variedad de causas, incluidas las enfermedades y el blanqueamiento de los corales, así como los impactos antropogénicos (Precht 2006). En este sentido, en los años 1970 y 1980, los esfuerzos de restauración comenzaron a centrarse en restaurar la función biológica y ecológica de los arrecifes de coral mediante la propagación asexual a partir del trasplante directo de fragmentos o colonias de coral (Maragos 1974, Birkeland *et al.* 1979, Bouchon *et al*. 1981, Alcala *et al*. 1982, Abelson 1982, Harriott y Fisk 1988, Hudson y Diaz 1988). Los primeros proyectos de restauración de corales a gran escala se llevaron a cabo en el Indo Pacífico y el Mar Rojo en la década de 1990 (Rinkevich 1995, Oren y Benayahu 1997, Treeck y Schuhmacher 1997).

A partir de la década de 1990 surgieron una gran variedad de herramientas y enfoques de restauración activa que abarcan desde el trasplante directo del coral en sustrato natural (Yap *et al*. 1998, Omori y Fujiwara 2004), la jardinería del coral (Rinkevich 1995, Epstein *et al*. 2003, Levy *et al.* 2010), el despliegue de estructuras subacuáticas artificiales (Pickering *et al.* 1998, Precht *et al.* 2002, Abelson 2006), la instalación de arrecifes electroquímicos (VanTreeck y Schuhmacher 1997, Schuchmacher *et al.* 2002, Sabater y Yap 2002), la acuicultura de coral (Petersen y Tollrian 2001, Heyward *et al.* 2002, Omori *et al*. 2003), la reproducción sexual asistida (Miller *et al.* 2024) y la propagación larvaria (Mendoza-Quiroz *et al.* 2023). Desde entonces, las intervenciones de restauración se han empleado cada vez con mayor intensidad, utilizando en su mayoría, mediciones manuales y visuales de supervivencia y crecimiento como los indicadores de salud coralina.

A partir del siglo XXI con el aumento de la degradación de los arrecifes por el efecto del cambio climático y las perturbaciones antropogénicas, los proyectos de

restauración aumentaron significativamente. Estos, además, comenzaron a diversificarse y a aplicarse con mayor intensidad bajo diferentes enfoques y escalas (Rinkevich 2000, Epstein *et al.* 2001, Epstein *et al*. 2003, Monty *et al*. 2006, Shafir *et al.* 2006, Levy *et al*. 2010, Shaish *et al.* 2010, Bongiorni *et al*. 2011, Schopmeyer *et al.* 2012, Forrester *et al.* 2014, dela Cruz *et al.* 2015, Xin *et al*. 2016, Lizcano-Sandoval *et al*. 2018, Suggett *et al*. 2019, Howlett *et al*. 2021, Combillet *et al.* 2022, García-Medrano *et al*. 2023, Fabregat-Malé *et al.* 2024).

Simultáneamente, la necesidad de adoptar tecnologías que permitan medir y evaluar de manera integral los cambios en el tamaño y la estructura física 3D de colonias de coral y arrecifes, ha incrementado. En este sentido, los recientes avances en software, hardware, algoritmos y sensores fotográficos desarrollados a partir del comienzo del siglo XXI, han permitido la incorporación de nuevas tecnologías como la modelación 3D en el monitoreo de distintos atributos arrecifales. No obstante, su incorporación en esfuerzos de restauración activa actualmente es limitada.

Desde el año 2000 han surgido estudios que han empleado modelos 3D para medir áreas superficiales y volumen de colonias de corales (Bythell *et al.* 2001, Cocito *et al.* 2003, Courtney *et al*. 2007, Fisher *et al.* 2007, Holmes 2008, Holmes *et al.* 2008, Veal *et al.* 2010, Zawada *et al*. 2019, Koch *et al.* 2021), generados a partir del procesamiento de fotografías subacuáticas (Bythell *et al.* 2001, Courtney *et al.* 2007) o extraídas a partir de videos submarinos (Cocito *et al*. 2003).

Durante la década de 2010, el desarrollo y la aplicación de la fotogrametría en el estudio de la ecología de los arrecifes de coral se aceleró rápidamente, centrándose en la extracción de rasgos morfológicos de forma no invasiva, también en la descripción y obtención de nuevas herramientas y productos fotogramétricos de arrecifes coralinos (Westoby *et al.* 2012, León *et al.* 2014), así como en la medición de la efectividad y la precisión de la fotogrametría en el mapeo de hábitats marinos bentónicos a diferentes escalas espaciales (Figueira *et al.* 2015).

A partir del 2015, algunos trabajos se centraron en la evaluación de la fotogrametría como herramienta en la ciencia ciudadana (Roault *et al.* 2016), así como en la medición de tasas de crecimiento, cobertura y frecuencia de tallas de corales (Anelli *et al.* 2019, Hernández-Landa *et al.* 2020, Lang y Perry 2020),

parámetros estructurales de complejidad estructural (Ferrari *et al.* 2017), caracterización 3D del hábitat bentónico (Burns *et al.* 2015a, 2015b, Raoult *et al.* 2017, Dafforn *et al.* 2019, Fukunaga *et al.* 2019) y la evaluación de enfermedades en corales (como la enfermedad de perdida de tejido del coral pétreo, SCTLD por sus siglas en inglés) (Meiling *et al.* 2020).

Para la primera mitad de la década de 2020, con la persistencia de las enfermedades en corales del Caribe, algunos otros trabajos se centraron en la evaluación de la fotogrametría como herramienta en el seguimiento de colonias coralinas afectadas, mientras que otros se enfocaron en la caracterización de comunidades coralinas con nuevos algoritmos y productos fotogramétricos enfocados en medir la capacidad de refugio de corales, así como la tasa de crecimiento coralino (Combs *et al.* 2021, Urbina-Barreto *et al.* 2021, Barrera-Falcón 2023, Helmholz *et al.* 2024).

Hasta antes de principios del año 2020 la fotogrametría digital submarina, había surgido como una herramienta poderosa para la cuantificación de distintos atributos ecológicos de salud y complejidad estructural arrecifal a diferentes escalas y mediante diferentes productos 3D. Por su parte, hay que resaltar que antes de finalizar el 2020 se describieron los primeros estudios en el empleo de la fotogrametría digital y modelación 3D en la evaluación de parámetros de restauración arrecifal activa. Por ejemplo, Kikuzawa *et al.* (2018) utilizaron la fotogrametría digital para modelar colonias de corales provenientes de viveros y estimar métricas lineales utilizando fórmulas geométricas de mediciones lineales. Por su parte, Johnson-Sapp *et al.* (2018), recopilaron datos de fotogrametría de tres arrecifes artificiales y tres arrecifes naturales utilizando metodologías SfM para comparar las métricas de complejidad y la cobertura de coral entre sitios. Destacan que este enfoque utiliza la complejidad como un indicador para determinar qué tipo de hábitat es más propicio para mitigar la erosión de la costa y restaurar las poblaciones de coral. Al año siguiente, Voogler *et al.* (2019) también emplearon fotogrametría submarina para caracterizar y generar modelos 3D de arrecifes artificiales.

Para comienzos de la década de 2020, Million *et al*. (2021) generaron series fotogramétricas de fragmentos de corales en un vivero antes y después del

trasplante a sitios de recepción naturales durante un lapso de un año, usando modelos 3D con procesamiento automatizado en un sistema informático de alto rendimiento. Por su parte, Padilla-Souza *et al.* (2023) evaluaron los patrones de recuperación de tejido coralino utilizando la técnica de dispersión asistida, mediante la evaluación del porcentaje de tejido vivo proveniente de modelos 3D de las colonias donantes de *Acropora palmata,* así como la tasa de recuperación y la ganancia de tejido vivo obtenido con modelos 3D de los fragmentos sembrados. Ese mismo año, Guendulain-García *et al. (*2023) modelaron colonias de *Acropora cervicornis* de viveros de restauración de corales ubicados cerca de Bayahibe, en República Dominicana y compararon el desempeño de la fotogrametría digital con el de un escáner de luz estructurada de alta precisión para determinar rasgos morfológicos relacionados con la complejidad estructural, obtenidos con ambas herramientas. Finalmente, García-Medrano *et al.* (2023b) utilizaron productos fotogramétricos SfM tales como, modelos digitales de elevación (MDE) y ortomosaicos para caracterizar sitios y sistemas de restauración arrecifal, mediante la obtención de métricas de complejidad 3D del hábitat.

3. Justificación

Debido a la relevancia de los arrecifes en Huatulco a nivel regional y a la constante degradación generalizada de las áreas de arrecifes en la zona, surge la necesidad de optimizar los métodos de estudio y monitoreo en las acciones de restauración, que contribuyan a medir y evaluar de manera integral los cambios en el tamaño y la estructura física 3D de los arrecifes. En este sentido, la fotogrametría digital submarina puede ser una importante herramienta que permita la evaluación de las intervenciones de restauración, al analizar no solo métricas tradicionales de salud como la supervivencia y el crecimiento de corales trasplantados, sino también la composición de la comunidad bentónica y la complejidad estructural de los sitios de restauración.

Aunque la fotogrametría es una herramienta relativamente nueva y su uso en la restauración arrecifal es limitado, esta puede mejorar el seguimiento a largo plazo, ya que permite obtener datos cuantitativos durante todo el proceso de restauración y facilitar el seguimiento estandarizado (Ferrari *et al.* 2017, Valbuena *et al.* 2020). Este acceso a múltiples rasgos que alguna vez fueron difíciles de medir se produce sin la necesidad de tocar o manipular el coral, lo que hace particularmente útil a la fotogrametría para realizar mediciones repetidas a lo largo del tiempo, especialmente en sitios de restauración que son frágiles ante el contacto directo y en donde el empleo de mediciones convencionales que implican el contacto manual de las colonias puede no ser viable. Además, los modelos 3D producidos con fotogrametría son excelentes herramientas de comunicación visual para difundir el progreso de los proyectos de restauración y transmitir información importante a los tomadores de decisiones. En este sentido, los modelos 3D pueden usarse para transmitir el estado de un sitio antes, durante y después de un proceso de restauración (Ferrari *et al.* 2021). Finalmente, una evaluación de las características físicas de las colonias de coral y los arrecifes de coral, que involucre métricas tridimensionales (3D) como las que se pueden obtener con fotogrametría SfM, es fundamental para avanzar en la comprensión de la funcionalidad, la disponibilidad del hábitat, el flujo biogénico, la productividad del ecosistema de arrecifes de coral, así como su vulnerabilidad ante las perturbaciones (Goatley y Bellwood 2011, Pittman y Brown 2011, Graham y Nash 2013).

4. Hipótesis

Se ha observado que la técnica de fotogrametría digital submarina SfM es efectiva para evaluar parámetros de salud y características estructurales de corales ramificados. Por lo tanto, mediante el empleo de fotogrametría SfM se espera evaluar el éxito de la restauración activa con base en la obtención de parámetros de supervivencia, cobertura y complejidad estructural a partir del uso del coral ramificado *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración, que se ha descrito tiene alta supervivencia y crecimiento, lo que se anticipa que genere parches de alta cobertura, supervivencia y complejidad 3D.

5. Objetivos

Objetivo general

Evaluar el cambio en la supervivencia, cobertura y complejidad a través del tiempo de colonias de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración arrecifal, en Punta Chahué, Oaxaca, a partir de productos 3D generados por medio de fotogrametría digital SfM.

Objetivos particulares

- Cuantificar el porcentaje de mortalidad y supervivencia de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración arrecifal por medio de modelación 3D con fotogrametría digital SfM.
- Cuantificar los cambios temporales de cobertura de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración arrecifal, por medio de modelación 3D con fotogrametría digital SfM.
- Determinar la dimensión fractal, la pendiente y la rugosidad superficial, como atributos de complejidad estructural 3D en sistemas de restauración arrecifal a partir de modelación 3D con fotogrametría digital SfM.
- Cuantificar los cambios temporales en la complejidad estructural 3D en sistemas de restauración arrecifal.
- Determinar el efecto del incremento en la cobertura de coral, sobre las métricas de complejidad 3D (la dimensión fractal, la pendiente y la rugosidad superficial) en sistemas de restauración arrecifal.

6. Materiales y Métodos

Área de estudio

Los experimentos se llevaron a cabo en el arrecife Punta Chahué (15°45’8.48” N, 96°7’23.44” W), localizado en el margen occidental del golfo de Tehuantepec, y al sureste del Parque Nacional Huatulco (Fig. 1). El arrecife de Punta Chahué tiene un tamaño menor a 0.5 ha y es considerado un arrecife de borde (Glynn y Leyte-Morales 1997). Los corales se desarrollan a una profundidad máxima de 12 m y sus comunidades están dominadas por especies del género *Pocillopora*. Punta Chahué es un área escasamente visitada producto de su difícil acceso y carece de infraestructura turística, por lo que fue elegida para instalar y monitorear sistemas de restauración.

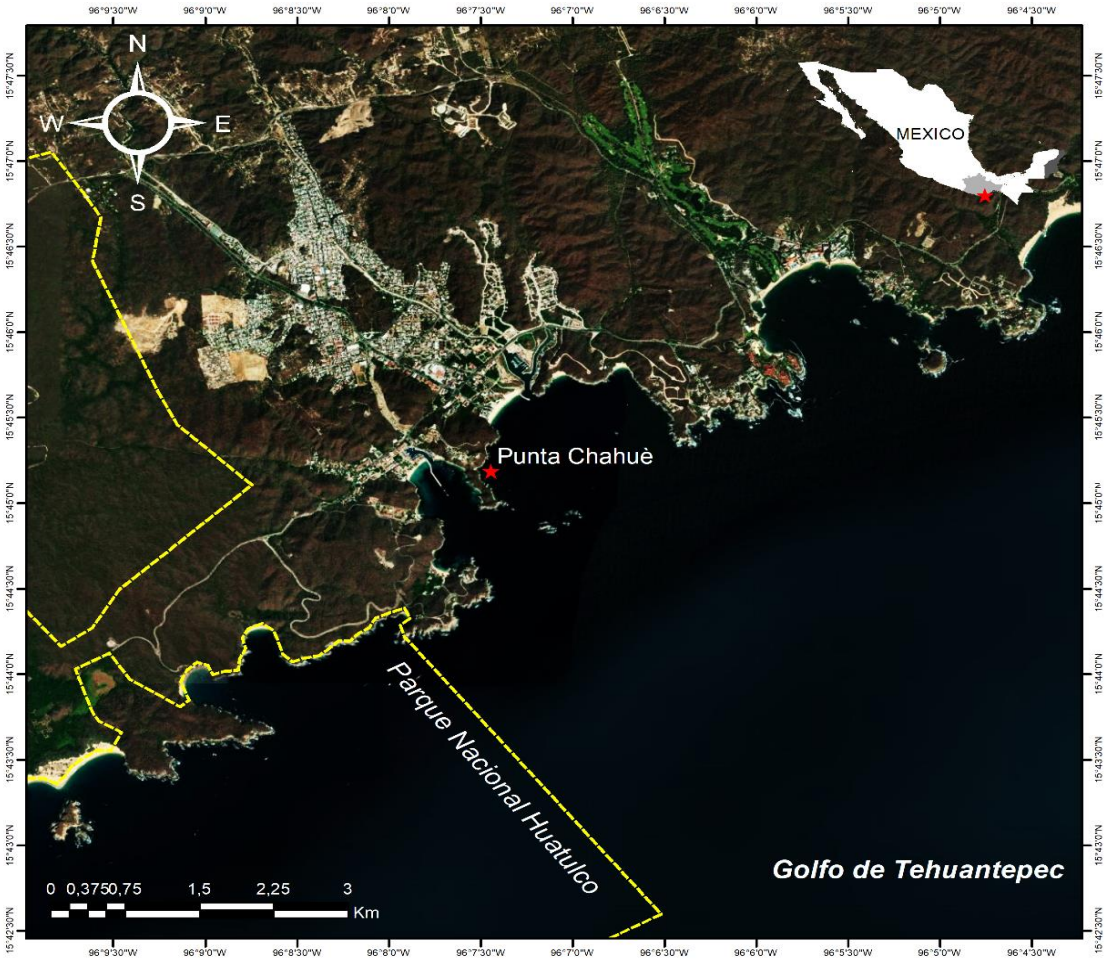

Figura 1. Área de estudio en bahías de Huatulco, Pacífico sur mexicano.

Trasplante de corales de oportunidad

Durante enero de 2019 se instalaron 10 unidades de restauración (UR) de anclaje firme en el arrecife de Punta Chahué (Fig. 1). Las UR están construidas de malla de polietileno de alta densidad (con una dimensión ~1x1 m y una apertura de malla de 18x18 mm) que fueron parte de un programa de restauración anterior en la zona (García-Medrano *et al.* 2023a). Las UR contenían colonias de oportunidad de *Pocillopora* spp. (previamente cultivadas en la malla) distribuidas de manera aleatoria en la maya y con una densidad de siembra máxima de 27 colonias por cada UR. Al momento del inicio del experimento (enero 2019), las colonias de *Pocillopora* spp. tenían un tamaño inicial de 0.8809 ± 0.3142 m^2 (media ± DE). Las UR se fijaron dentro de la zona arrecifal rocosa utilizando buceo SCUBA a una profundidad de 6 metros mediante tornillos y clavos de acero. Las UR fueron distribuidas de forma aleatoria en la zona cubriendo un área aproximada de 10 m^2.

Monitoreo de unidades de restauración

Durante el periodo comprendido entre enero de 2019 y enero de 2020 (enero 2019, marzo, mayo, junio, septiembre y enero 2020) se realizó el monitoreo de cada UR utilizando fotogrametría digital submarina SfM (Westoby *et al.* 2012). Cada UR fue video filmada con una cámara deportiva (GoPro HERO4), con un sensor óptico CMOS/CCD de tamaño de lente de 1/2.3” capturando fotogramas superpuestos. La adquisición de los videos tomó ~ 5 minutos para cada UR. Los videos fueron obtenidos a una distancia de ~ 50 cm de cada UR por medio de barrido en forma de corte de césped (Young *et al*. 2017) y de tipo monumento (Fig. 2) (García-Medrano *et al.* 2023b). En cada UR se colocó una reglilla de calibración de dimensión conocida, así como puntos de control para tener referencias métricas.

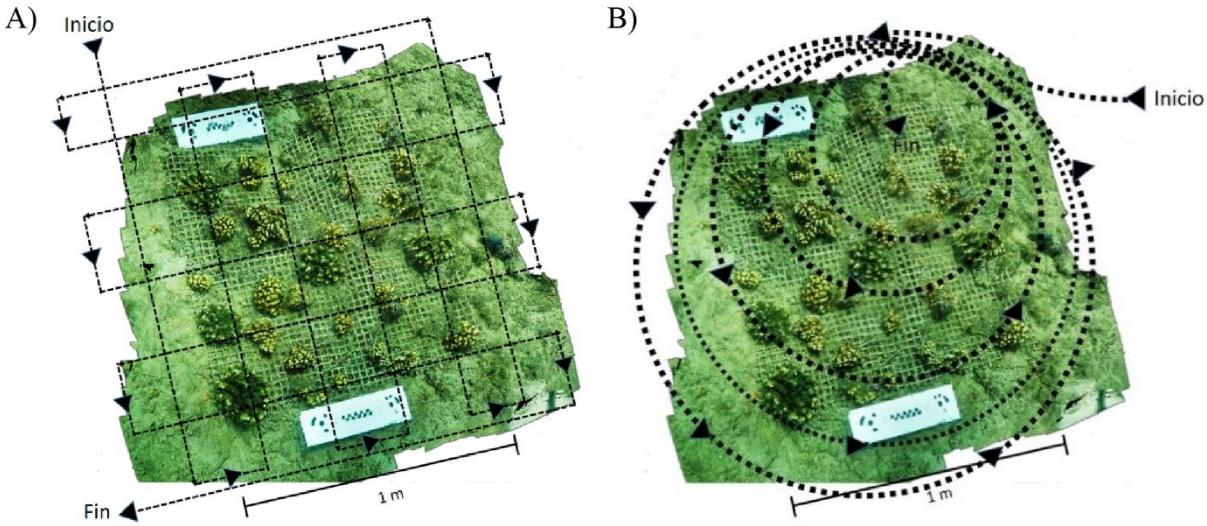

Figura 2. Técnicas de barrido fotogramétrico de cada unidad de restauración. A) corte de césped y B) corte de tipo monumento.

Generación de productos 3D

Los productos fotogramétricos fueron generados en Agisof Metashape Professional (V 1.5.2) de acuerdo con lo recomendado por Burns *et al*. (2015b), siguiendo el proceso fotogramétrico estándar descrito en el manual de usuario de Agisoft Metashape Professional (Agisoft 2019). Los videos obtenidos fueron procesados en Agisoft Metashape para la obtención de la serie de fotogramas que componen el video (~ 15 fotogramas cada 20 segundos). Los fotogramas secuenciales tuvieron una superposición del 60–80%. Los fotogramas en Agisoft Metashape, se procesaron siguiendo el proceso estándar de (1) alinear fotogramas (2) construir la nube de puntos densa, (3) construir la malla poligonal, (4) construir la textura, (5) construir el ortomosaico y (6) construir el modelo digital de elevaciones (MDE) (Fig. 3). Todos los procesos se llevaron a cabo en calidad alta con la configuración predeterminada, con excepción de los recuentos máximos de las mallas que se establecieron en 4,000,000. Por su parte, Agisoft Metashape realizó la calibración de la cámara automáticamente utilizando el modelo de distorsión de Brown con información focal supuesta. La alineación de fotogramas en Agisoft Metashape genera puntos de enlace entre las fotos, que permiten la alineación sobre el objeto a modelar y estiman la posición de la cámara para todas las fotos (Agisoft 2019). La construcción de la nube de puntos densos se triangula a partir de los puntos de

enlace para identificar y ubicar en el espacio píxeles únicos que se encuentran en fotos superpuestas (Agisoft 2019). La malla poligonal o modelo 3D interpola áreas de superficie alrededor de los puntos generados en la nube de puntos densos (Agisoft 2019). El modelo texturizado superpone el color y la textura de los píxeles en las fotos originales en la malla de acuerdo con la alineación original de la cámara. Finalmente, el ortomosaico y el modelo digital de elevaciones (MDE) que, junto con el modelo 3D, son los productos finales del procesamiento fotogramétrico.

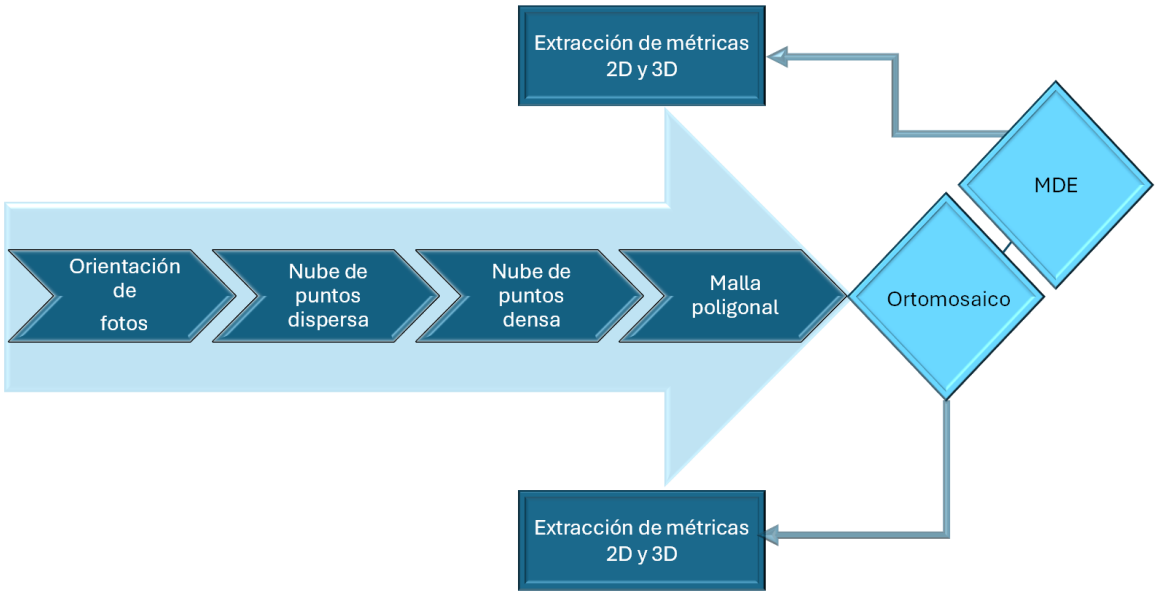

Figura 3. Etapas del procesamiento fotogramétrico empleado para la generación de los productos fotogramétricos.

Métricas de evaluación

Se analizaron dos métricas que son comúnmente empleadas en las acciones de restauración arrecifal como indicadores ecológicos de la salud de los corales; la mortalidad y la cobertura coralina. Por su parte, se evaluaron tres métricas como descriptores físicos de la complejidad 3D: la dimensión fractal (D), la pendiente (m) y la rugosidad superficial (R) que han sido comúnmente empleadas para evaluar la complejidad 3D y se ha demostrado que son predictores de la comunidad de organismos asociados (Nash *et al.* 2013, Graham y Nash 2013, Burns *et al.* 2015a,

Reichert *et al.* 2017, Price *et al.* 2019, Helder y Burns 2022, Jáquez-Domínguez 2023). Paralelamente, se ha descrito que algunas de estas métricas no solo afectan la diversidad y abundancia de especies hospedadas por la comunidad coralina, sino que también pueden influir en la hidrodinámica y la cantidad de irradiancia de luz recibida por los organismos fotosintéticos (Kostylev *et al.* 2005, Guinan *et al*. 2009, Pittman *et al.* 2009, Pittman y Brown 2011).

Los parámetros de salud arrecifal como la mortalidad y la cobertura coralina se extrajeron con base en modelos 3D que fueron representados y evaluados de manera espacial empleando el software CloudCompare (V.2.13) (Fig. 4), de acuerdo con lo descrito por Lang y Perry (2020). Con respecto a la mortalidad, esta se obtuvo con base al total de área de superficie coralina muerta (m^2) en cada UR a través de los meses de estudio (a partir de marzo 2019, mayo, junio, septiembre y enero 2020) y se promedió cada valor de mortalidad coralina encontrado en las UR durante cada mes de muestreo. Además, se extrajo el porcentaje (%) de área de superficie muerta total al final del periodo de estudio (enero 2020). Por su parte, la cobertura coralina se midió con base al área superficial (m^2) de las colonias de *Pocillopora* spp. Se tomó en cuenta un único valor que representa el área de superficie de todas las colonias para cada UR (esto debido a que en varias UR había colonias fusionadas desde el primer tiempo de estudio, por lo que colonias no pudieron evaluarse de forma individual en las UR). Este valor de área superficial se promedió por UR para cada mes de muestreo (enero 2019, marzo, mayo, junio, septiembre y enero 2020).

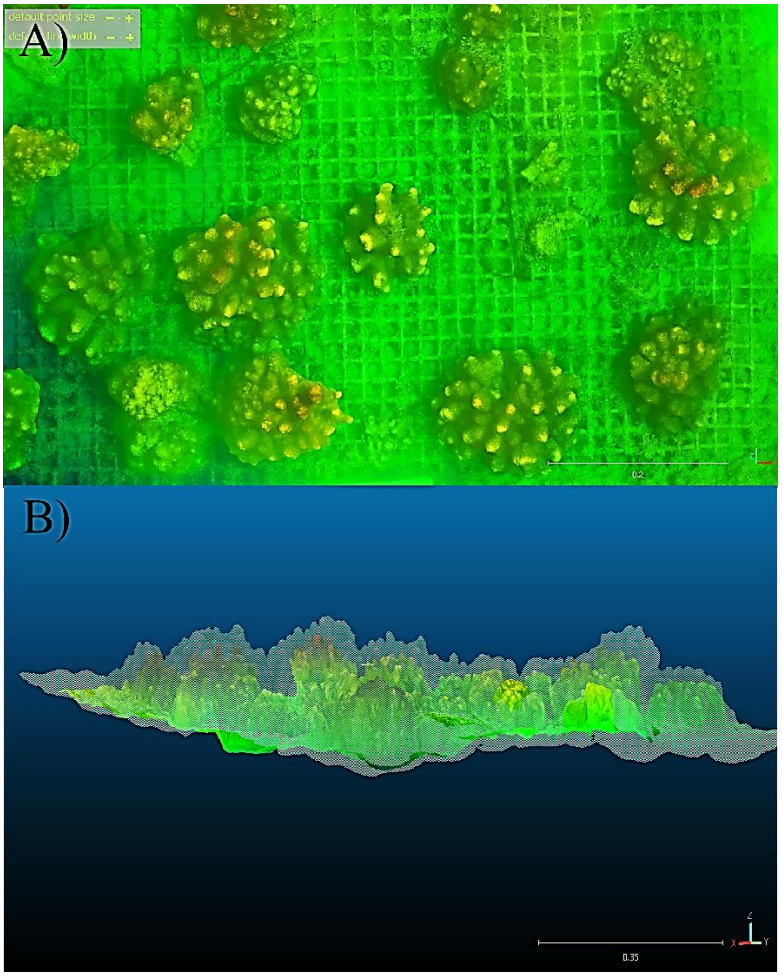

Figura 4. Representación espacial de los modelos 3D A) modelo 3D de colonias de coral, B) comparación de mallas de dos tiempos de una misma UR.

Con respecto a las métricas de complejidad 3D, la dimensión fractal (D) se computo a partir de las características de textura del MDE, con base en los algoritmos del software IDRISI SELVA que usan el método de conteo de cajas. La dimensión fractal se ajusta a un rango de valores de 2 a 3, donde 2 representa una textura totalmente plana y 3 representa la máxima dimensión fractal. Para la dimensión fractal se extrajo un único valor que representa la D para cada UR. El valor de D promedio de cada UR se comparó para cada mes de muestreo (enero 2019, marzo, mayo, junio, septiembre y enero 2020).

Por su parte, la pendiente (m) se obtuvo mediante el procesamiento de los MDE de cada UR con base a herramientas de análisis de superficie del software ArcGIS. La pendiente evalúa el grado de inclinación en una superficie. El rango de

valores de pendiente se encuentra en grados y varia de 0 a 90°. Mientras menor sea el valor de m, más plana será la superficie mientras más alto sea el valor de m, más inclinada será la superficie. Para la pendiente, al igual que la dimensión fractal, se extrajo un único valor que representa la pendiente para cada UR. El valor de pendiente promedio de cada UR se comparó para cada mes de muestreo (enero 2019, marzo, mayo, junio, septiembre y enero 2020).

Con respecto a la rugosidad superficial, esta se obtuvo a partir de los MDE de cada UR, con base a herramientas de análisis de superficie del software ArcGIS. En concreto, la rugosidad superficial se obtuvo mediante la relación del área superficial y el área planar de cada UR. Se extrajo un único valor que representa la R para cada UR. Al igual que el resto de las métricas de complejidad, el valor de R promedio de cada UR se comparó para cada mes de muestreo (enero 2019, marzo, mayo, junio, septiembre y enero 2020).

Análisis de datos

Con la finalidad de identificar si existieron diferencias en la cobertura de coral vivo, así como en las estimaciones de complejidad estructural (cobertura de coral vivo, dimensión fractal, pendiente y rugosidad), se empleó un análisis de varianza de 1 vía de efectos fijos (ANDEVA). Los análisis estadísticos fueron realizados bajo los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software STATISTICA (V.10).

7. Resultados

Mortalidad

Después de 13 meses de estudio, los corales *Pocillopora* spp. en las UR mostraron una mortalidad del 7.63%. En general, se observó un relativo descenso de la mortalidad a través del tiempo. La mayor mortalidad ocurrió durante marzo (0.0287 ± .0264 m^2), correspondiente al primer mes de evaluación luego de la siembra de las UR, mientras que la menor en enero 2020 (0.00765 ± 0.00907 m^2). Sin embargo, de acuerdo con los análisis estadísticos, no existieron diferencias significativas en mortalidad a través del tiempo ($F_{(4, 45)=}$ 2.263, p= 0.07) (Fig. 5).

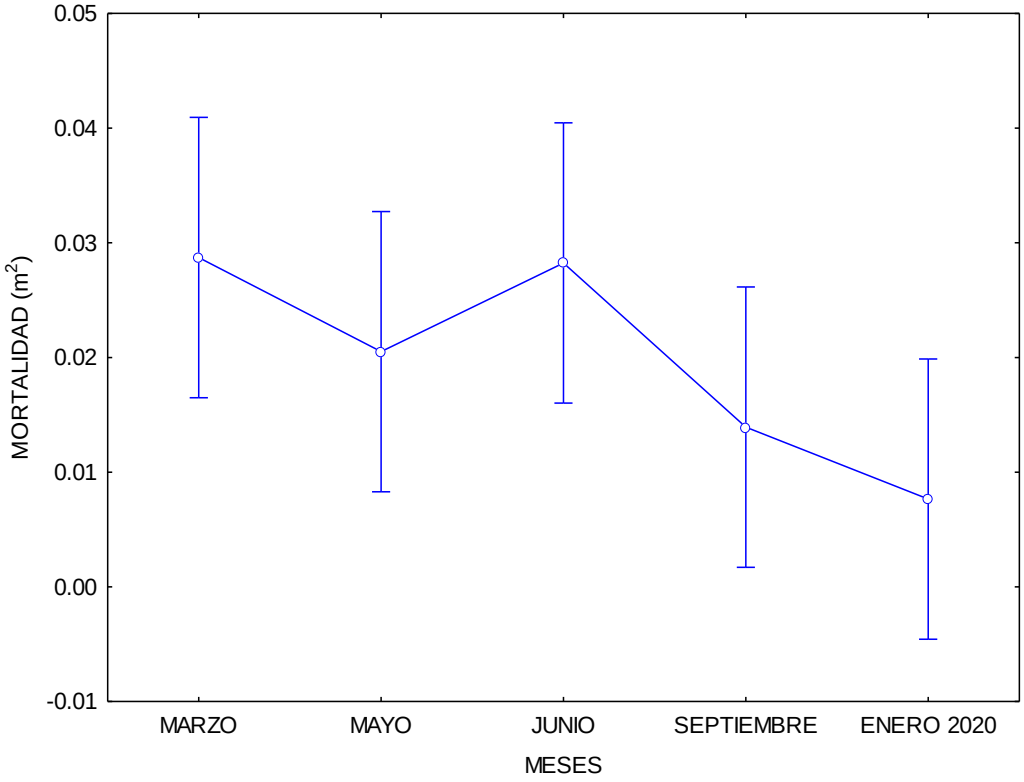

Figura 5. Mortalidad promedio de los corrales presentes en las UR durante el periodo de estudio. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.

Cobertura coralina

Las UR presentaron diferencias significativas en la cobertura de coral vivo ($F_{(5,54)}$= 5.2198, p= 0.0005) (Fig. 6). Se observó un constante aumento en la cobertura desde el inicio hasta el final del seguimiento en enero de 2020. En general, se observaron valores de cobertura coralina relativamente bajos durante los primeros meses de

muestreo los cuales se incrementaron de manera sostenida con el transcurso del tiempo en todas las UR (Fig. 7). El área media de cobertura superficial inicial de *Pocillopora* spp. en las UR fue de 0.8809 ± 0.3142 m^2 (media ± DE), después de 13 meses se observó que las UR alcanzaron hasta 1.59042 ± 0.3809 m^2, correspondiendo a un incremento en área de cobertura del 180.54% (Fig. 8).

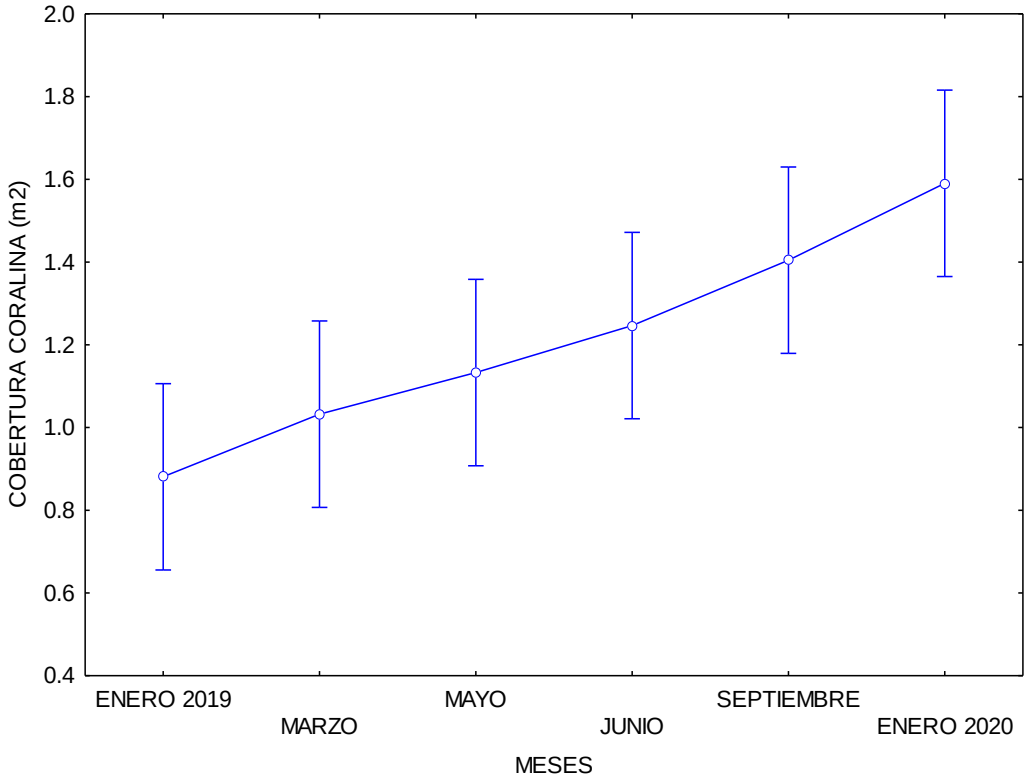

Figura 6. Cambio en la cobertura media de coral vivo a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.

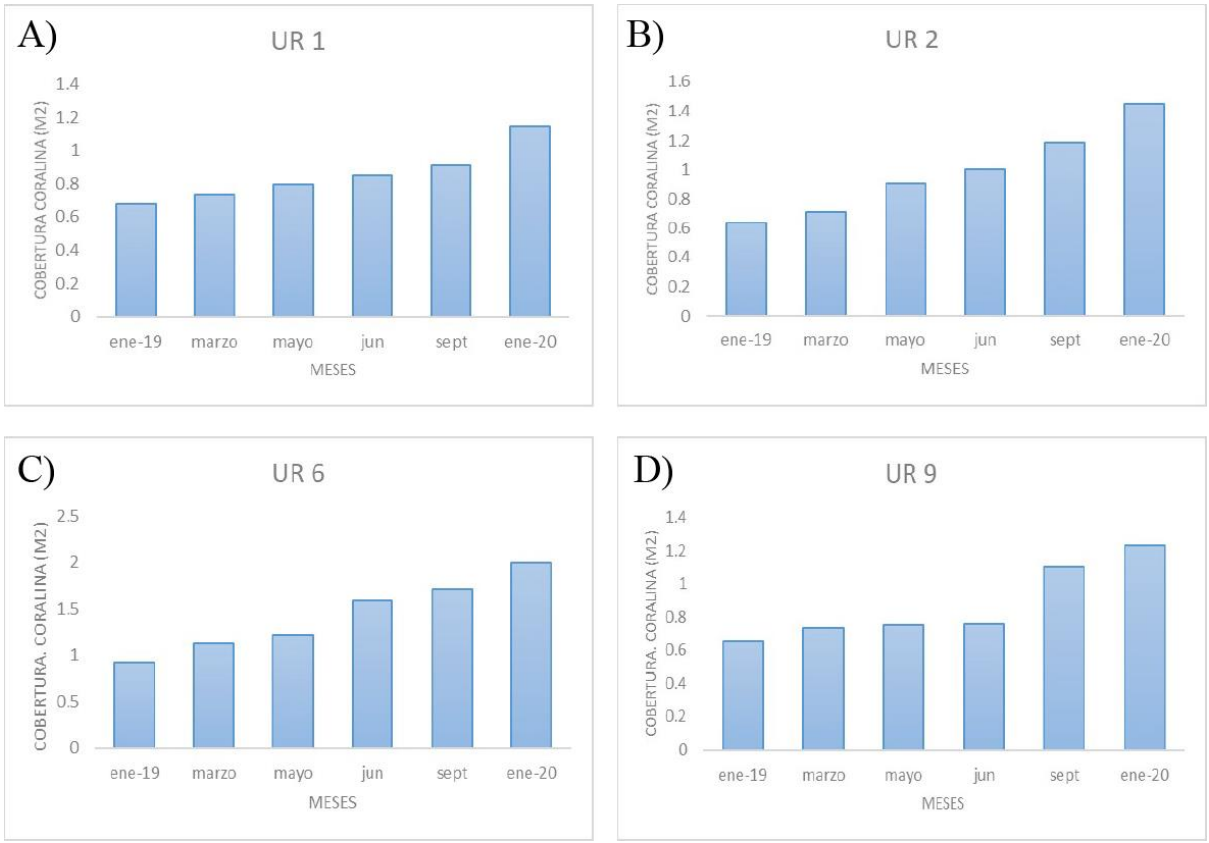

Figura 7. Cambio en la cobertura de coral vivo a través del tiempo en las unidades de restauración. A) UR1, B) UR2, C) UR6, D) UR9.

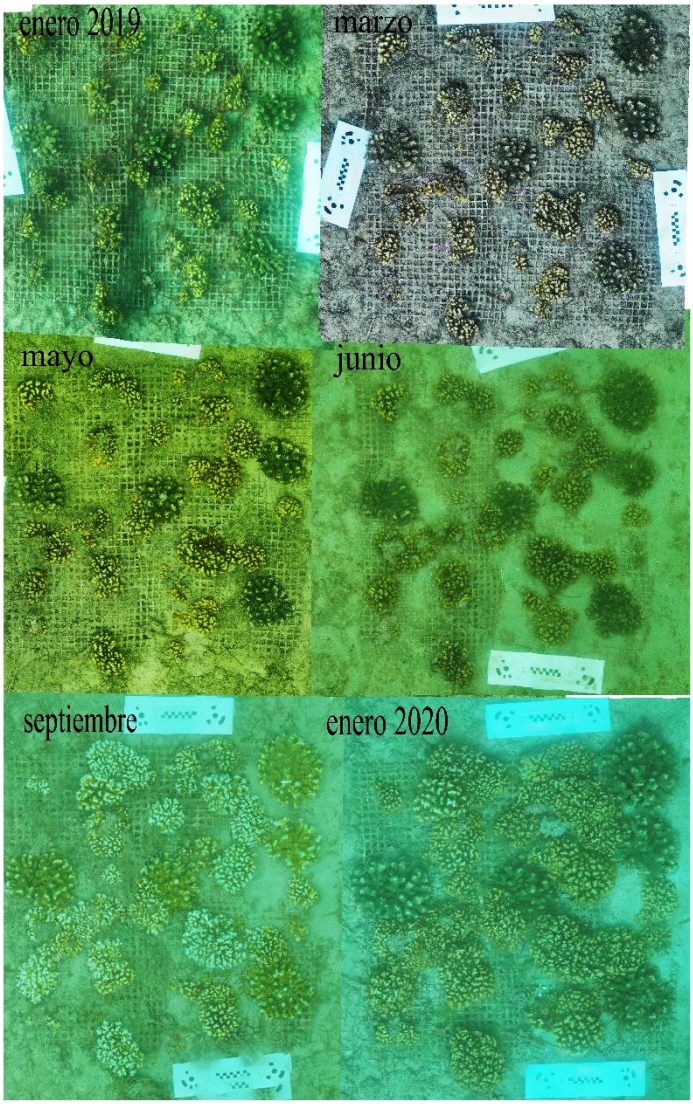

Figura 8. Comparación en la cobertura coralina de una UR a través del tiempo durante el periodo de estudio.

Métricas de complejidad 3D del hábitat

Dimensión fractal

El ANDEVA realizado evidenció que la dimensión fractal experimentó cambios significativos a través del tiempo ($F_{(5,54)}$= 2.5299, p= 0.03) (Fig. 9), mostrando un comportamiento no lineal a través del tiempo. Se observaron valores de dimensión fractal media relativamente bajos (2.12) durante los primeros meses de muestreo,

los cuales aumentaron entre septiembre y enero (2.14), posteriormente, la dimensión fractal disminuyó hacia finales del muestreo en enero de 2020.

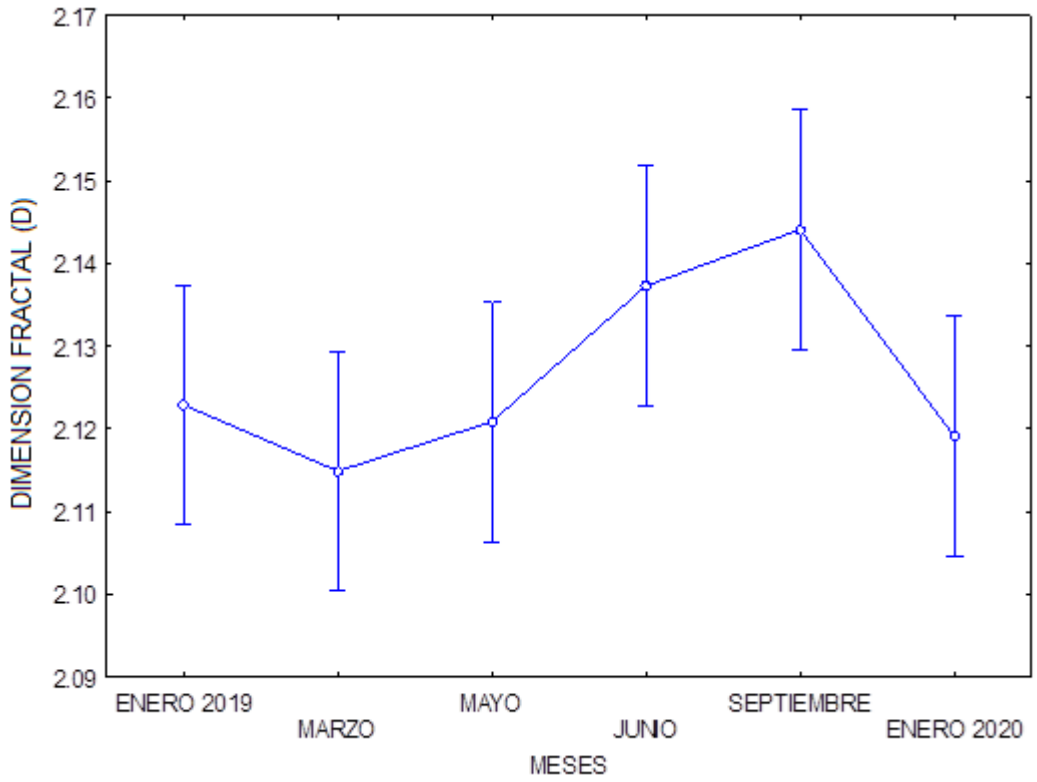

Figura 9. Cambio en la dimensión fractal a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.

Pendiente

Se detectaron valores de pendiente media relativamente bajos durante los primeros meses de muestreo (34.61°), los cuales posteriormente fueron en constante aumento alcanzando valores máximos durante septiembre (37.56°), mientras que hacia finales del muestreo en enero 2020 los valores disminuyeron. El ANDEVA para evaluar cambios en la pendiente, no detectó diferencias significativas ($F_{(5,54)}$= 2.1128, p= 0.07) (Fig. 10). Sin embargo, los valores de pendiente media de las UR experimentaron un cambio no lineal al través del tiempo (similar al experimentado para la dimensión fractal).

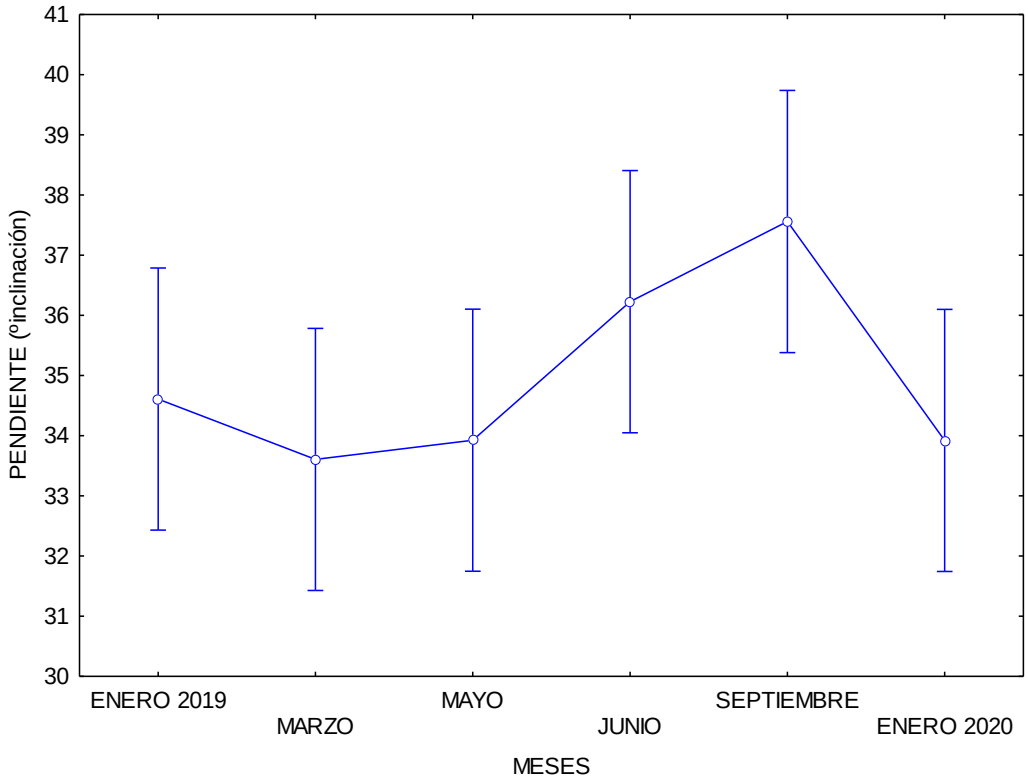

Figura 10. Cambio en la pendiente media a través del tiempo en las UR. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.

Rugosidad superficial

Se identificaron valores de rugosidad superficial media relativamente bajos durante los primeros meses de muestreo (1.06), los cuales fueron en constante aumento hasta alcanzar valores máximos durante septiembre (1.28). Posteriormente, hacia final del muestreo en enero 2020, se identificaron valores bajos en esta métrica (0.885), inclusive inferiores a los valores de rugosidad media registrados al inicio del muestreo. El ANDEVA no detectó diferencias estadísticamente significativas a través del tiempo para esta métrica ($F_{(5,54)}$= 1.95, p= 0.09) (Fig. 11). Sin embargo, los valores de rugosidad superficial media de las UR experimentaron un cambio no lineal al través del tiempo (similar al experimentado para la dimensión fractal y la pendiente).

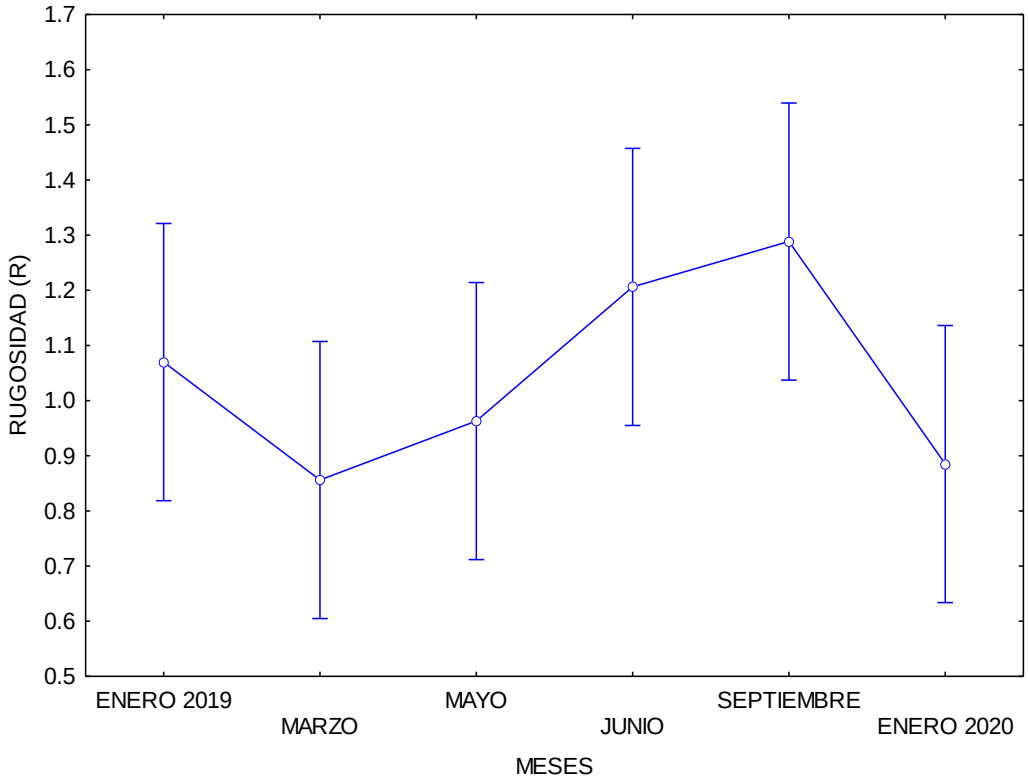

Figura 11. Cambio en la rugosidad superficial media a través del tiempo en las unidades de restauración. Los valores representan la Media ± Desviación estándar.

8. Discusión

Mortalidad y supervivencia

Aunque se observaron cambios en la mortalidad a través del tiempo, está no varió de forma significativa durante el periodo de estudio. De acuerdo con nuestros resultados, la mortalidad fue evidente en todas las UR durante marzo, el mes con mayor mortalidad, después de lo cual se observó una disminución (Fig. 5). Aparentemente, la causa dominante de la mortalidad en las colonias fue la epibiosis por incrustación tisular de algas de césped y en casos más limitados causada por *Padina* spp. (Fig. 12), seguida de la epibiosis por las esponjas *Amphimedon texotli* y *Halicleona caerulea* (Fig. 13), la fragmentación y desprendimiento, y finalmente, aunque en menor medida, el blanqueamiento de colonias de coral. Cabe resaltar que las UR 3, 4 y 5 no mostraron signos de mortalidad en el último mes de muestreo (enero 2020), aunque sí ocurrió mortalidad a inicios del experimento. Por su parte, en la mayoría de los casos en los que las colonias presentaron mortalidad por epibiosis de algas, las colonias recuperaron su tejido vivo por completo. Las causas de mortalidad identificada en el presente estudio son consistentes con las reportadas por Liñan-Cabello *et al.* (2011), Tortolero-Langarica *et al.* (2014), Nava y Figueroa-Camacho (2017), Robles-Payán *et al.* (2021), García-Medrano *et al.* (2023a) para proyectos de restauración realizados en el sur, centro y el norte del Pacífico mexicano. En concreto, Tortolero *et al.* (2014) y Robles-Payán *et al.* (2021) observaron mortalidad durante los primeros seis meses de muestreo para *Pocillopora* spp. (febrero a julio), lo que ha demostrado ser un patrón común (Muñoz-Chagin 1997, Yap *et al.* 1998, Mbije *et al.* 2010, Shaish *et al.* 2010), debido a la alta competencia entre grupos asociados, como las algas y las esponjas, que pueden tener un crecimiento excesivo continuo durante la temporada de agua fría (Yap 2004, Yap 2009, Liñán-Cabello *et al.* 2011). Sin embargo, este patrón cambia a medida que aumenta la temperatura superficial del mar (>2 °C) y se hace evidente la recuperación del crecimiento tisular, lo cual es un patrón fisiológico observado para diferentes especies hermatípicas (Clark 1997, Lirman 2000, Rojas *et al.* 2008).

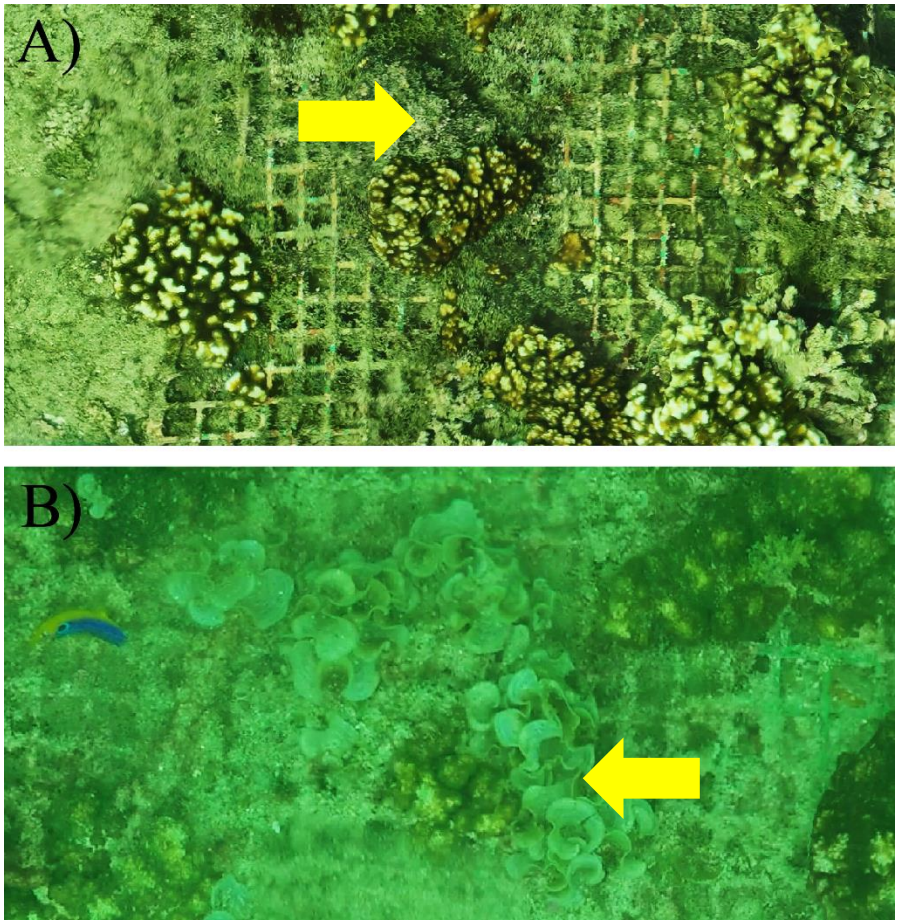

Figura 12. Mortalidad causada por epibiosis de A) césped algal y B) mortalidad causada por *Padina* spp. a las colonias de *Pocillopora* spp.

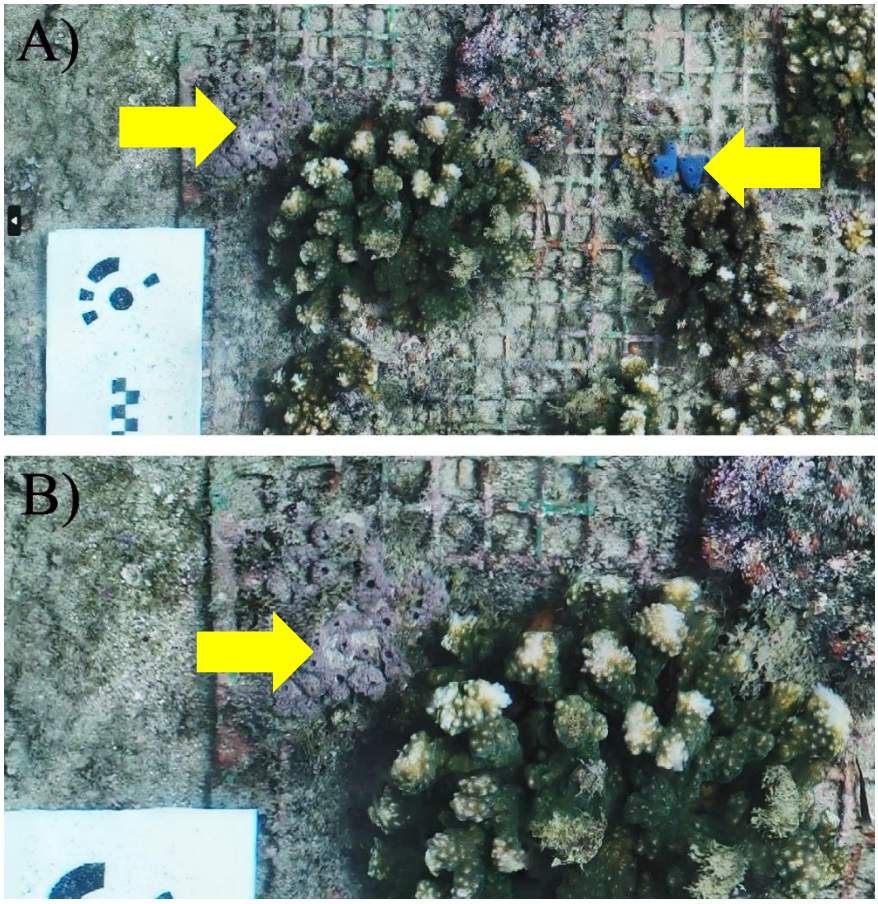

Figura 13. Epibiosis. A) *Amphimedon texotli* a la derecha, y a la izquierda *Halicleona caerulea,* en la imagen de B) zoom *H. caerulea*.

Valores de supervivencia similares a los encontrados en este estudio (92.37%) se han observado en diferentes casos de trasplante de corales *Pocillopora* spp. en distintas localidades bajo la implementación de distintas técnicas de trasplante, e inclusive, en el presente trabajo, se describen valores de supervivencia superiores a los reportados por varios estudios (Tabla 1). Si bien las diferencias entre los valores en los estudios pueden ser ocasionadas por factores ambientales locales y específicos del sitio que determinan tanto la supervivencia, las tasas de crecimiento y la cobertura de coral a nivel local, las diferencias también pueden deberse principalmente al empleo de diferentes técnicas de trasplante y fijación de los fragmentos de coral al sustrato (Hernández-Delgado *et al.* 2014). La alta supervivencia de las colonias pudo haber sido causada por factores como el aislamiento del sitio y su limitado acceso, reduciendo el estrés ocasionado por la afluencia del turismo (uso intensivo del arrecife). Paralelamente, la alta

supervivencia reportada demuestra la viabilidad del uso de *Pocillopora* spp. como materia prima para la restauración activa y concuerda con lo descrito por otros autores que destacan su alta supervivencia en sistemas de restauración en la zona (García-Medrano *et al.* 2023a). Así mismo, el método de siembra empleado en el presente estudio pudo haber contribuido de manera sustancial en la supervivencia de las colonias al asegurar la estabilización de los fragmentos de coral al sustrato, evitando la abrasión y el enterramiento. Este método favorece la fijación natural de los corales al sustrato rocoso. En este sentido, el método empleado resulta una alternativa más eficiente a las practicas convencionales que involucran el trasplante individual de colonias de coral (Drury y Lirman 2017, Rinkevich 2019). El uso de UR como las descritas en este trabajo pueden ser empleados en superficies arrecifales rocosas desnudas y en sitios arrecifales con sustratos no consolidados. Sin embargo, se sugiere la evaluación de diferentes diseños y técnicas de trasplante, así como las condiciones particulares de cada sitio antes de intervenir.

Tabla I. Comparación de valores de supervivencia para *Pocillopora* spp. reportados por distintos autores con distintas técnicas de restauración.

Especie	Supervivencia %	Técnica empleada	Duración	Referencia
Pocillopora spp.	92.37%	Corales trasplantados en malla sobre sustrato rocoso	13 meses	Este estudio
Pocillopora spp.	61.66 %	Trasplante directo	1 año	Rodríguez-Troncoso *et al.* 2023b
Pocillopora spp.	67%	Trasplante directo	1 año	Tortolero *et al.* 2019
Pocillopora spp.	58.97	Trasplante directo	13 meses	Tortolero *et al.* 2023
Pocillopora spp.	90.8%	Corales trasplantados en rejillas de acero sobre sustrato rocoso	1 año	Nava y Figueroa-Camacho 2017
Pocillopora spp.	95.5%	Trasplante directo	10 meses	Liñan-Cabello *et al.* 2011
Pocillopora spp.	95%	Viveros de fondo	13 meses	Robles-Payán *et al.* 2021
Pocillopora spp.	96.4%	Viveros de fondo	1 año	García-Medrano *et al.* 2023a
Pocillopora damicornis	66.4%	Trasplante directo	1 año	Ishida-Castañeda *et al.* 2020
Pocillopora spp.	*52.38%*	Estructuras artificiales	11 meses	Combillet *et al*. 2022
Pocillopora spp.	51%	Viveros de fondo y viveros de media agua	11 meses	Fabregat-Malé *et al.* 2024
Pocillopora spp.	54.6%	Alfombras de arrecife.	17 meses	Horoszowski-Fridman *et al.* 2024
Pocillopora spp.	65.7%	Viveros de fondo	1 año	Chou *et al.* 2017
Pocillopora spp.	72%	Trasplante directo	1 año	Denhert *et al.* 2023

Cobertura coralina

Con respecto al cambio en la cobertura de coral vivo, el incremento en área de cobertura reportados en el presente estudio (180.54%), fueron diferenciales, pero comparables con los reportados por distintos estudios de restauración que midieron el incremento en cobertura en *Pocillopora* spp. (Tabla 2). Las diferencias en los valores de incremento en área pudieran estar relacionadas directamente con diferencias en el tamaño de los fragmentos de siembra utilizados en los estudios anteriormente mencionados. Por ejemplo, considerando que el área media inicial de *Pocillopora* spp. en las UR fue de 0.8809 ± 0.3142 m^2, los resultados coinciden con aquellos que reportan que las tasas de crecimiento de fragmentos de corales pequeños pueden ser significativamente más altas que las de colonias de tamaño completo o fragmentos más grandes (Forsman *et al.* 2006, Page *et al.* 2018, García-Medrano *et al.* 2023a).

Las diferencias en los valores de incremento en área también pudieran estar relacionadas con factores fisiológicos y ambientales locales, que afectan la respuesta del coral ante los estresores ambientales. Algunos ejemplos son la temperatura (Yap y Gomez 1984, González-Pech *et al.* 2022), la sedimentación (Yap y Gomez 1985, Rice y Hunter 1992), las surgencias (Castrillón-Cifuentes *et al.* 2023), el movimiento del agua (Montebon y Yap 1995), la intensidad de luz (Meesters *et al.* 1994, Dobson *et al.* 2021), la acidificación del mar (Albright y Langdon 2011) y la contaminación (Kegler *et al.* 2015, Martínez-Castillo *et al.* 2020).

Tabla II. Comparación de valores en incremento en área de cobertura entre diferentes estudios.

Especie	Incremento en área de cobertura (m^2)	Técnica empleada	Duración	Referencia
Pocillopora spp.	180.54%	Corales trasplantados en malla sobre sustrato rocoso	13 meses	Este estudio
Pocillopora spp.	107.2%	Corales trasplantados en rejillas de acero sobre sustrato rocoso	1 año	Nava y Figueroa-Camacho 2017
Pocillopora spp.	464%	Trasplante directo	1 año	Tortolero-Langarica *et al.* 2020
Pocillopora spp.	438%.	Estructuras artificiales hexagonales	1 año	Combillet *et al.* 2022
Pocillopora spp.	333.1%	Trasplante directo en sustrato de coral muerto	1 año	Fabregat-Malé *et al.* 2023
Pocillopora spp.	73.3%/	Trasplante directo	1 año	Denhert *et al.* 2023

De acuerdo con lo anterior, se ha observado que los corales de *Pocillopora* spp. generan respuestas metabólicas variadas ante la exposición a cambios de temperatura a corto plazo para reducir el estrés celular y soportar condiciones cambiantes de temperatura que afectan el metabolismo de los corales, que a su vez comprometen su energía para desarrollar sus funciones vitales y exigen una elevada inversión energética (González-Pech *et al.* 2022, Castrillón-Cifuentes *et al.* 2023). Así mismo, perturbaciones relacionadas con la acidificación, pueden causar la disminución del reclutamiento y asentamiento de las larvas de coral, la reducción del crecimiento de pólipos, blanqueamiento, así como disminución en las tasas de crecimiento y calcificación y efectos negativos en el ciclo de vida de los corales (Anthony *et al*. 2008, Albright *et al.* 2010, Anlauf *et al.* 2010, Albright *et al.* 2008, Albright y Langdon 2011). Por su parte, la contaminación por contaminantes locales comunes como, por ejemplo, concentraciones de nutrientes (nitritos, fosfatos), surfactantes y diésel pueden tener efectos negativos en la respiración, la eficiencia fotosintética y la salud del tejido coralino, así como en la densidad de simbiontes y la concentración de pigmentos fotosintéticos (Kegler *et al.* 2015, Martínez-Castillo *et al.* 2020). Por su parte, Dobson *et al.* (2021), destacan que condiciones limitadas de intensidad de luz resultan en tasas de calcificación más reducidas.

Hay que resaltar que los parámetros ambientales y estresores locales anteriormente mencionados, junto con el uso intensivo del arrecife, afectan de

manera diferencial a la respuesta fisiológica de los corales y con ello la mortalidad y la cobertura, lo que dificulta la comparación entre estudios en diferentes regiones, ya que están posiblemente sometidos a diferentes parámetros y respuestas fisiológicas particulares.

El potencial de la cobertura como métrica para medir el estado de salud y la funcionalidad de los arrecifes se ha descrito en diferentes estudios (Jameson *et al.* 2001, Bruno *et al*. 2009, Díaz-Pérez *et al*. 2016, Cabral-Tena *et al.* 2020, Emslie *et al.* 2024), así como su aplicación junto con la supervivencia como una de las principales métricas para medir el éxito de las intervenciones de restauración activa en la actualidad (Tortolero-Langarica *et al.* 2020, Combilet *et al.* 2022, Fabregat-Malé *et al.* 2023, Denhert *et al.* 2023).

Se debe resaltar que el aporte de cobertura entre las diferentes especies de *Pocillopora* spp. presentes dentro de las UR, no se considera haya sido un factor determinante en la variación de esta métrica, ya que anteriormente se ha informado que, la tasa de crecimiento entre las morfoespecies más comunes de *Pocillopora* spp. presentes en el área de Huatulco es bastante similar, oscilando entre 2.94 cm/año (± 0.32) para *Pocillopora damicornis* y 3.42 cm/año (± 0.32) para *Pocillopora verrucosa* (Medellín-Maldonado *et al.* 2016).

Complejidad 3D del hábitat

Los valores de las métricas de complejidad estructural reportados en el presente estudio son similares a los reportados anteriormente por otros estudios que emplean corales ramificados en parcelas experimentales (Burns *et al.* 2015a, 2015b, Fukunaga *et al*. 2019, Fukunaga y Burns 2020, Urbina-Barreto 2020, Aston 2023, Mills *et al.* 2023, Wright y Chamberlain 2024).

Las diferencias en los valores de complejidad reportados por otros autores, por ejemplo, Leon *et al*. (2015), Miller *et al.* (2021), Carlot *et al.* (2020), pudieran estar asociadas con la presencia/ausencia de formas u objetos que generan y restan complejidad dentro de los productos 3D (por ejemplo, la inclusión de sitios de baja complejidad como arenales y zonas rocosas) (Fukunaga y Burns 2020). Además de otros factores tales como, el porcentaje de cobertura y la densidad de coral vivo disponible en los sitios modelados, la diversidad de corales constructores y grupos

morfofuncionales presentes, así como la distribución de formas y la estructura de tallas (Urbina-Barreto *et al*. 2021). Paralelamente, las diferencias en los valores de complejidad estructural entre los estudios también pueden estar fuertemente relacionadas con factores ambientales específicos del sitio, que determinan la complejidad estructural de los corales presentes. En este sentido, se ha observado que la morfología de la colonia también puede responder a mecanismos adaptativos y no adaptativos ante una variedad de parámetros ambientales como la luz, la sedimentación, el movimiento del agua y las interacciones ecológicas (Bruno y Edmunds 1997, Chindapol *et al.* 2013, Todd 2008).

Se observó una tendencia temporal similar entre las tres métricas de complejidad 3D determinadas. Estudios previos han descrito que el comportamiento de diferentes métricas que cuantifican la complejidad estructural de los arrecifes de coral incluyendo la dimensión fractal, la rugosidad y la pendiente se encuentran altamente correlacionadas (Fukunaga *et al.* 2019, Fukunaga *et al*. 2020, Aston 2023). A pesar de la similitud en la tendencia de las tres métricas calculadas, nuestros resultados sugieren que la dimensión fractal no solo es la métrica que cambió de forma significativa, sino que puede servir como una medida de complejidad complementaria o como una característica adicional para estudiar la complejidad estructural de corales ramificados en UR (Reichert *et al.* 2017). Además, se ha demostrado que la dimensión fractal suele ser muy adecuada para describir la morfología de corales ramificados como es el caso de *Pocillopora* y *Acropora* (Basillais 1997, Reichert *et al.* 2017).

Dado a que el análisis de las métricas de complejidad 3D es altamente sensible a la presencia/ausencia de objetos dentro de las UR, se observó que la presencia de algas incrustantes y esponjas, junto con la mortalidad y la perdida y fragmentación de las colonias, contribuyeron al cambio estructural de estas métricas de complejidad en las UR, resaltando que los primeros meses del periodo de estudio (enero 2019, marzo, mayo y junio 2019) coincidieron con los meses en que se observó una mayor mortalidad (principalmente por algas incrustantes y por fragmentación de las colonias) y una menor complejidad estructural. Estos resultados coinciden con lo descrito por Graham y Nash (2013), que indican una fuerte relación negativa entre la complejidad estructural y la cobertura de algas. Los aumentos en las macroalgas a menudo están relacionados con la degradación de

los arrecifes, y los estudios muestran que a medida que los arrecifes se degradan, generalmente pierden complejidad estructural y aumentan las algas (Graham *et al.* 2006, Alvarez-Filip *et al.* 2009).

Relación entre la cobertura coralina y las métricas de complejidad 3D

Existe evidencia que sugiere que la complejidad estructural y funcionalidad física se encuentra determinada no solo por la cobertura de corales sino también por la morfología de los mismos y la distribución espacial de estos (González-Barrios y Álvarez-Filip 2018, González-Barrios *et al.* 2021, Cabral-Tena *et al.* 2020). En este sentido, se han descrito a las especies de coral del género *Pocillopora* como especies clave que contribuyen de manera sustancial a la funcionalidad física del arrecife debido a su morfología (Cabral-Tena *et al.* 2020). Sin embargo, nuestros resultados indican que a nivel de arrecife (a escala comunitaria), la complejidad estructural tiende a disminuir al aumentar la cobertura de *Pocillopora* spp. probablemente a consecuencia del crecimiento, la distribución espacial y la densidad de siembra de las colonias en las UR.

De acuerdo con nuestros resultados, durante los primeros meses de crecimiento se observó un aumento del valor de las métricas de complejidad 3D proporcional al incremento en talla de las colonias y de la cobertura de coral en las UR. Sin embargo, a partir del mes de septiembre 2019, se observa una disminución de la complejidad a pesar del incremento en la talla y en la cobertura de los corales en las UR. Concretamente, el comportamiento anterior puede estar asociado con la limitación de espacio producto del crecimiento de las colonias y con las interacciones (fusión) de las colonias con colonias cercanas dentro de las UR, al punto que durante el último periodo de monitoreo (enero 2020) (Fig. 14), todas las métricas de complejidad poseían valores más pequeños comparados con los obtenidos al inicio del experimento.

Cabe resaltar que los elementos estructurales pueden estar distribuidos en diferentes disposiciones espaciales, formando diferentes patrones topográficos que pueden afectar a la biota del arrecife ya que crean diferentes tipos y tamaños de refugios (Yanovski *et al.* 2017). En este sentido, se ha observado que las especies de corales de morfologías complejas y particularmente ramificadas como

Pocillopora spp. son principalmente cóncavas en el plano vertical (el dosel) y convexas en el plano horizontal (la base) (Burns et al. 2015b). Se ha observado que la yuxtaposición de estructura cóncava y convexa entre colonias probablemente juega un papel sustancial en la creación de más espacio de microhábitat por unidad de área para organismos que utilizan los corales como refugio (Graham y Nash 2013, Burns *et al.* 2015b). Además, se ha observado que la generación de un espacio colgante único, grande y continuo entre las colonias debajo del "dosel" es una estructura de arrecife clave, capaz de soportar una alta biomasa de una variedad de tamaños de peces e invertebrados (Kerry y Bellwood 2015).

El comportamiento de las UR durante el último periodo de experimento se asemeja a lo observado en los parches monogenéricos de los ecosistemas arrecifales en el POT, formados por distintos clados de *Pocillopora* spp. (Glynn *et al*. 2017). En sistemas naturales donde las colonias aisladas de *Pocillopora* spp. son estructuralmente complejas, una vez que el espacio entre las colonias se reduce, la complejidad a nivel comunitario decrece. Lo anterior compromete la funcionalidad arrecifal, pues no solo se reduce su potencial como refugio para albergar organismos de gran tamaño, sino también su capacidad para servir como rompeolas naturales ante eventos hidrometeorológicos (Moberg y Folke 1999, Guendulain-García *et al.* 2024, Graham y Nash *et al.* 2013, Harris *et al.* 2018). En este sentido, se ha observado que la alta complejidad estructural de los arrecifes de coral da como resultado una alta rugosidad hidráulica y una mayor disipación por fricción de las olas en comparación con sitios de complejidad reducida (Nelson 1994, Rogers *et al.* 2016, Harris *et al.* 2018). La alta disipación por fricción en los arrecifes de coral, junto con la rotura de las olas en el borde del arrecife, da como resultado altas tasas de disipación de energía de las olas en distancias relativamente cortas en comparación con otros sistemas costeros (Lowe *et al*. 2005, Hearn 1999, Monismith *et al.* 2015, Rogers *et al*. 2016, Harris *et al*. 2018).

Por su parte, los microhábitats localizados entre las ramas de los corales podrían no verse afectados por el fenómeno de disminución de complejidad a nivel de arrecife y ofrecer un hábitat ideal para los peces de cuerpo pequeño. Estudios a pequeña escala han sugerido que la complejidad estructural al nivel de la densidad de ramas en corales es beneficiosa para que los peces de cuerpo pequeño se

escondan, ya que obstruyen el acceso de los depredadores de mayor tamaño (Noonan *et al.* 2012).

Los hallazgos reportados por el presente estudio difieren significativamente de aquellos estudios que señalan un incremento significativo de la complejidad estructural a medida que se incrementa la cobertura de coral (Graham y Nash 2013, Burns *et al.* 2019, Urbina-Barreto 2020, Mills *et al.* 2023). En este contexto, lo mencionado anteriormente podría ser resultado directamente de la densidad y ubicación espacial de las colonias de *Pocillopora* spp. en las UR, además de la variedad de especies y grupos funcionales modelados en los diferentes estudios, así como la estructura de tallas de las colonias.

Cuantificar la relación entre las características estructurales 3D de los corales previas y posteriores a la limitación de espacio producto del crecimiento y las interacciones (fusión) de las colonias, junto con la perdida de complejidad, puede ayudar a dilucidar cambios en la funcionalidad ecológica de corales cultivados.

Evaluar la densidad de siembra y la distribución de las colonias, puede ser un factor determinante que influye en el grado de complejidad futura, por lo que distintas densidades y distribuciones de siembra deben considerarse en estudios futuros que busquen aumentar la complejidad de un sitio desnudo o degradado. Esta información será valiosa para los esfuerzos de gestión y restauración, donde es útil saber qué combinación especifica de parámetros estructurales o distribución de fragmentos dentro de sistemas y sitios de restauración, es la ideal y conduce a la biomasa máxima de la fauna asociada.

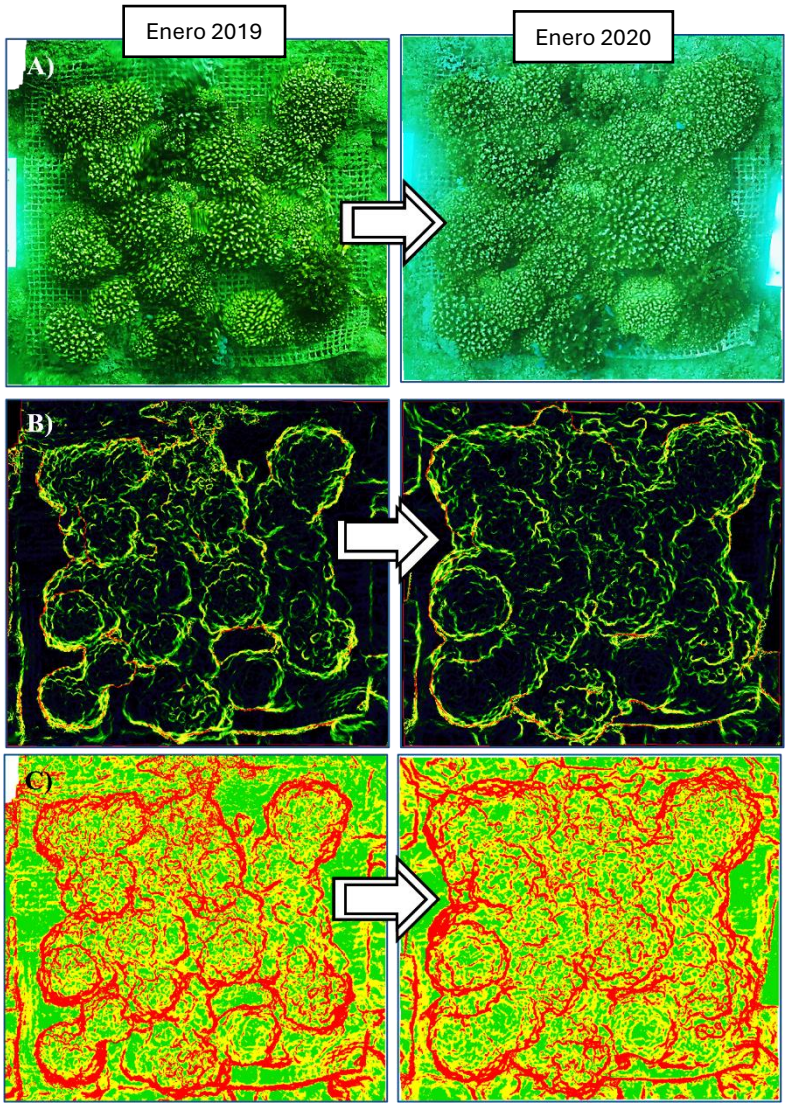

Figura 14. Modificaciones en cobertura y complejidad estructural de sistemas de restauración. A) cambio de cobertura coralina inicial con respecto al final de muestreo, B) representación gráfica de la dimensión fractal y C) la pendiente de un sistema de restauración obtenidos a partir de productos 3D. Cabe resaltar que para la dimensión fractal, los valores más altos están ejemplificados en color rojo y valores más bajos en color negro, mientras que los mayores valores de pendiente están ejemplificados en color rojo y valores planos en color verde.

9. Conclusiones

Los resultados del presente estudio constituyen las primeras aproximaciones en la medición del cambio en la complejidad estructural de sistemas de restauración utilizando al principal coral bio-constructor de arrecifes del POT, *Pocillopora* spp.

La alta supervivencia reportada demuestra la viabilidad del uso de *Pocillopora* spp. como materia prima para la restauración activa en la zona y también demuestra la viabilidad de la técnica de restauración y su potencial para ser empleada en sitios arrecifales sometidos a características similares.

La cobertura coralina mostró un incremento lineal respecto al tiempo; sin embargo, las métricas de complejidad 3D del hábitat mostraron una tendencia no lineal. En este sentido la complejidad estructural en los sistemas de restauración se redujo al final del periodo de estudio por la limitación de espacio producto del crecimiento, la densidad de siembra y la distribución de las colonias, así como por las interacciones (fusión) de las colonias con colonias cercanas dentro de las UR.

A pesar de que las métricas de pendiente y rugosidad superficial no mostraron una tendencia significativa, la dimensión fractal puede servir como una medida de complejidad complementaria para estudiar la complejidad estructural de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración.

Los resultados obtenidos son altamente relevantes, pues sirven para mejorar y determinar mejores estrategias de restauración por medio de configuraciones de distribución y densidad de siembra de las colonias, que maximicen la complejidad estructural de los sitios a intervenir.

Finalmente, los resultados del presente estudio demuestran que la fotogrametría SfM puede producir descripciones útiles de la supervivencia, crecimiento y estructura 3D de *Pocillopora* spp. en sistemas de restauración, por lo que esta herramienta puede emplearse eficazmente para evaluar el éxito de las intervenciones. Esta herramienta permite identificar de forma no invasiva, cambios sutiles de manera eficiente y rigurosa en la estructura del coral, así como cuantificar rasgos importantes de forma repetida y simultánea que pueden usarse para comparar características clave del hábitat mediante productos 3D.

10. Referencias

Abdo, D. A., J. W. Seager, E. S. Harvey, J. I. McDonald, G.A. Kendrick, y M. R. Shortis. 2006. Efficiently measuring complex sessile epibenthic organisms using novel photogrammetric technique. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 339:120-133.

Abelson, B. 1982. Coral transplantation: an approach to the reestablishment of damaged reefs. Philippines Journal of Biology. 11(1):158–172.

Agisoft. 2019. Agisoft metashape user manual: professional edition, version 1.5; Agisoft: St. Petersburg, Russia.

Agudo-Adriani, E. A., J. Cappelletto, F. Cavada-Blanco, y A. Croquer. 2016. Colony geometry and structural complexity of the endangered species *Acropora cervicornis* partly explains the structure of their associated fish assemblage. PeerJ, 4, e1861.

Albright, R., B. Mason, y C Langdon. 2008. Effect of aragonite saturation state on the settlement and post-settlement growth of *Porites astreoides* larvae. Coral Reefs 27, 485–490.

Albright, R., B. Mason, M. Miller, y C. Langdon. 2010. Ocean acidification compromises recruitment success of the threatened Caribbean coral *Acropora palmata*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(47), 20400-20404.

Albright, R. y C. Langdon. 2011. Ocean acidification impacts multiple early life history processes of the Caribbean coral *Porites astreoides*. Global Change Biology.

Alcala, A. C, E. D. Gomez, y L. C. Alcala. 1982. Survival and growth of coral transplants in Central Philippines. Kalikasan; The Philippines Journal of Biology. 11:136–147.

Alvarez-Filip, L., N. K. Dulvy, J. A. Gill, I. M. Côté, y A. R. Watkinson. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 276(1669), 3019-3025.

Anlauf, H., H. D'Croz, y A. O'Dea. 2010. A corrosive concoction: the combined effects of ocean warming and acidification on the early growth of a stony coral are multiplicative. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 397(1), 13-20.

Anelli, M., T. Julitta, L. Fallati, P. Galli, M. Rossini, y R. Colombo. 2019. Towards new applications of underwater photogrammetry for investigating coral reef morphology and habitat complexity in the Myeik Archipelago, Myanmar. Geocarto International, *34* (5), 459-472.

Anthony, K. R., D. I. Kline, G. Diaz-Pulido, S. Dove, y O. Hoegh-Guldberg. 2008. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(45), 17442-17446.

Aston, E. 2023. Quantifying and assessing coral reef structural complexity and its role in ecological processes and dynamics using photogrammetry. Tesis Doctoral. James Cook University.

Barrera-Falcon, E. 2023. Uso de fotogrametría digital para la reconstrucción tridimensional y caracterización de patrones de distribución espacial de colonias de coral en arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. Tesis Doctoral. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Basillais, É. 1997. Coral surfaces and fractal dimensions: a new method. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie, 320(8), 653-657.

Birkeland, C., R. H. Randall, y G. Grimm. 1979. Three methods of coral transplantation for the purpose of reestablishing a coral community in the thermal effluent area at the Tanguisson power plant (p. 24). University of Guam, Marine Laboratory.

Bongiorni, L., D. Giovanelli, B. Rinkevich, A. Pusceddu, L.M. Chou, y R. Danovaro. 2011. First step in the restoration of a highly degraded coral reef (Singapore) by in situ coral intensive farming. Aquaculture, 322, 191-200.

Boch, C. A. y A. N. C. Morse. 2012. Testing the effectiveness of direct propagation techniques for coral restoration of Acropora spp. Ecological Engineering 40:11–17.

Boström-Einarsson, L., R. C. Babcock, E. Bayraktarov, D. Ceccarelli, N. Cook, S. C. Ferse, B. Hancock, P. Harrison, M. Hein, E. Shaver, A. Smith, D. Suggett, P. J. Stewart-Sinclair, T. Vardi, y I. M. McLeod. 2020. Coral restoration–A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. PloS one, 15(1), e0226631.

Bouchon, C., J. Jaubert, y Y. Bouchon-Navaro. 1981. Evolution of semi-artificial reef built by transplanting coral heads. Tethys. 10(2):173–178.

Bradbury, R. H. y E. Reichelt. 1983. Fractal Dimension of a Coral Reef. Marine Ecology Progress Series, 10:169–171.

Burns, J. H. R., D. Delparte, R. D. Gates, y M. Takabayashi. 2015a. Utilizing underwater three- dimensional modeling to enhance ecological and biological studies of coral reefs. The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 40(5), 61.

Burns, J. H. R., D. Delparte, R. D. Gates, y M. Takabayashi. 2015b. Integrating structure-from-motion photogrammetry with geospatial software as a novel technique for quantifying 3D ecological characteristics of coral reefs. PeerJ, 3, e1077.

Burns, J. H. R., A. Fukunaga, K. H. Pascoe, A. Runyan, B. K. Craig, J. Talbot, A. Pugh, y R. K. Kosaki. 2019. 3D habitat complexity of coral reefs in the Northwestern Hawaiian Islands is driven by coral assemblage structure. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 42, 61-67.

Bruno, J. F. y P. J. Edmunds. 1997. Clonal variation for phenotypic plasticity in the coral Madracis mirabilis. Ecology, 78, 2177–2190.

Bruno, J. F., H. Sweatman, W. F. Precht, E. R. Selig, y V. G. Schutte. 2009. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. Ecology, 90(6), 1478-1484.

Bythell, J., P. Pan, y J. Lee. 2001. Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using underwater photogrammetry techniques. Coral Reefs, 20(3), 193–199.

Cabral-Tena, R. A., A. López-Pérez, L. Alvarez-Filip, F. J. González-Barrios, L.E. Calderon-Aguilera, y C. Aparicio-Cid. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. Ecological Indicators, 119, 106795.

Carlot, J., A. Rovere, E. Casella, D. Harris, C. Grellet-Muñoz, Y. Chancerelle, E. Dormy, L. Hedouin, y V. Parravicini. 2020. Community composition predicts photogrammetry-based structural complexity on coral reefs. Coral Reefs, 39, 967-975.

Castrillón-Cifuentes, A. L., F. A. Zapata, y C. Wild. 2023. Physiological responses of *Pocillopora* corals to upwelling events in the Eastern Tropical Pacific. Frontiers in Marine Science, 10, 1212717.

Chindapol, N., J. A. Kaandorp, C. Cronemberger, T. Mass, y A. Genin. 2013. Modelling growth and form of the scleractinian coral Pocillopora verrucosa and the influence of hydrodynamics. PLoS Computational Biology, 9, e1002849

Chou, L. M., T. C. Toh, y C. S. L. Ng. 2017. Effectiveness of reef restoration in Singapore's rapidly urbanizing coastal environment. International Journal of Environmental Science and Development, 8(8), 576-580.

Clark, S. y A. J. Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldive Islands. Coral reefs, 14, 201-213.

Clark, T. 1997. Tissue regeneration rate of coral transplants in a wave exposed environment, Cape D'Aguilar, Hong Kong. In Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium (Vol. 2, pp. 2069-2074).

Cocito, S., S. Sgorbini, A. Peirano, y M. Valle. 2003. 3-D reconstruction of biological objects using underwater video technique and image processing. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 297(1), 57–70.

Coker, D. J., S. K. Wilson, y M. S. Pratchett. 2014. Importance of live coral habitat for reef 612 fishes. Rev. Fish Biol. Fish. 24:89–126

Combs, I. R., M. S. Studivan, R. J. Eckert, y J. D. Voss. 2021. Cuantificación de los impactos de la enfermedad de pérdida de tejido de corales pétreos en los corales del sureste de Florida mediante estudios y fotogrametría 3D. PLoS One, 16 (6), e0252593.

Combillet, L., S. Fabregat-Malé, S. Mena, J. A. Marín-Moraga, M. Gutierrez, y J. J. Alvarado. 2022. *Pocillopora* spp. growth analysis on restoration structures in an Eastern Tropical Pacific upwelling area. PeerJ, 10, e13248.

Courtney, L. A., W. S. Fisher, S. Raimondo, L. M. Oliver, y W. P. Davis. 2007. Estimating 3-dimensional colony surface area of field corals. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 351(1-2), 234-242.

Dehnert, I., L. Saponari, P. Galli, y S. Montano. 2022. Comparing different farming habitats for mid-water rope nurseries to advance coral restoration efforts in the Maldives. PeerJ, 10, e12874.

Dehnert, I., P. Galli, y S. Montano. 2023. Ecological impacts of coral gardening outplanting in the Maldives. Restoration Ecology, 31(1), e13783.

dela Cruz, D. W., B. Rinkevich, E. D. Gomez, y H. T. Yap. 2015. Assessing an abridged nursery phase for slow growing corals used in coral restoration. Ecological engineering, 84, 408-415.

Díaz-Pérez, L., F. A. Rodríguez-Zaragoza, M. Ortiz, A. L. Cupul-Magaña, J. D. Carriquiry, E. Ríos-Jara, A. P. Rodrríguez-Troncoso y M. D. C. García-Rivas. 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), e0161812.

Dobson, K. L., C. Ferrier-Pagès, C. M. Saup, y A. G. Grottoli. 2021. The effects of temperature, light, and feeding on the physiology of *Pocillopora damicornis, Stylophora pistillata,* and *Turbinaria reniformis* corals. Water, 13(15), 2048.

Jáquez-Domínguez, L. M. 2023. Influencia de la complejidad del hábitat en la composición y estructura del ensamblaje de peces criptobentónicos en arrecifes del Pacífico Tropical Oriental. Tesis de maestría. Centro de investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México.

D'Urban Jackson, T., G. J. Williams, G. Walker-Springett, y A. J. Davies. 2020. Three-dimensional digital mapping of ecosystems: a new era in spatial ecology. Proceedings of the Royal Society B, 12;287(1920), 20192383.

Drury, C. y D. Lirman. 2017. Making biodiversity work for coral reef restoration. Biodiversity, 18(1), 23-25.

Edwards, A. J. y E. D. Gomez. 2007. Reef restoration concepts and guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. St. Lucia, Australia: Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program.

Emslie, M. J., D. M. Ceccarelli, M. Logan, M. I. Blandford, P. Bray, A. Campili, M. J. Jonker, J. G. Parker, T. Prenzlau, y T. H. Sinclair-Taylor. 2024. Changing dynamics of Great Barrier Reef hard coral cover in the Anthropocene. Coral Reefs, 1-16.

Epstein, N., R. P. M. Bak, y B. Rinkevich. 2001. Strategies for gardening denuded coral reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. *Restoration Ecology*, *9*(4), 432-442.

Epstein, N., R. P. M. Bak, y B. Rinkevich. 2003. Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13(5), 387-395.

Fabregat-Malé, S., S. Mena, y J. J. Alvarado. 2023. Nursery-reared coral outplanting success in an upwelling-influenced area in Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 71.

Fabregat-Malé, S., S. Mena-González, F. Quesada-Pérez, y J. J. Alvarado. 2024. Testing the feasibility of coral nurseries in an upwelling area in the North Pacific of Costa Rica. Frontiers in Marine Science, 11, 1400026.

Ferrari, R., M. Bryson, T. Bridge, J. Hustache, S. B. Williams, M. Byrne, y W. F. Figueira. 2016. Quantifying the response of structural complexity and community composition to environmental change in marine communities. Global change biology, 22(5), 1965-1975.

Ferrari, R., D. McKinnon, H. He, R. N. Smith, P. Corke, M. González-Rivero, P. J. Mumby, y B. Upcroft. 2016. Quantifying multiscale habitat structural complexity: a cost-effective framework for underwater 3D modelling. Remote Sensing, 8(2), 113.

Ferrari, R., W. F. Figueira, M. S. Pratchett, T. Boube, A. Adam, T. Kobelkowsky-Vidrio, S. S. Doo, T. B. Atwood, y M. Byrne. 2017. 3D photogrammetry quantifies growth and external erosion of individual coral colonies and skeletons. Scientific reports, 7(1), 16737.

Ferrari, R., L. Lachs, D. R. Pygas, A. Humanes, B. Sommer, W. F. Figueira, A. J. Edwards, J. C. Bythell, y J. R. Guest. 2021. Photogrammetry as a tool to improve ecosystem restoration. Trends in Ecology & Evolution, 36(12), 1093-1101.

Ferse, S. C. 2010. Poor performance of corals transplanted onto substrates of short durability. Restoration Ecology, 18(4), 399-407.

Figueira, W. F., R. Ferrari, E. Weatherby, A. Porter, S. Hawes, y M. Byrne. 2015. Accuracy and precision of habitat structural complexity metrics derived from underwater photogrammetry. Remote Sensing, 7(12), 16883-16900.

Fisher, W. S., W. P. Davis, R. L. Quarles, J. Patrick, J. G. Campbell, P. S. Harris, B. L. Hemmer, y M. Parsons. 2007. Characterizing coral condition using estimates of three-dimensional colony surface area. Environmental Monitoring and Assessment, 125, 347-360.

Forsman, Z. H., B. Rinkenvich, y C. L. Hunter. 2006. Investigating fragment size for culturing reef-building corals (*Porites lobata* and *Porites compressa*) in ex situ nurseries. Aquaculture, 261(1), 89–97.

Forrester, G. E., M. A. Ferguson, C. E. O'Connell-Rodwell, y L. L. Jarecki. 2014. Long-term survival and colony growth of *Acropora palmata* fragments transplanted by volunteers for restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 24(1), 81-91.

Fukunaga, A., J. H. Burns, B. K. Craig, y R. K. Kosaki. 2019. Integrating three-dimensional benthic habitat characterization techniques into ecological monitoring of coral reefs. Journal of Marine Science and Engineering, 7(2), 27.

Fukunaga, A. y J. H. Burns. 2020. Metrics of coral reef structural complexity extracted from 3D mesh models and digital elevation models. Remote Sensing, 12(17), 2676.

Fukunaga, A., J. H. Burns, K. H. Pascoe, y R. K. Kosaki. 2020. Associations between benthic cover and habitat complexity metrics obtained from 3D reconstruction of coral reefs at different resolutions. Remote Sensing, 12(6), 1011.

García-Medrano, D., A. López-Pérez, S. Guendulain-García, O. Valencia-Méndez, R. Granja-Fernández, T. González-Mendoza, y P. Torres-Hernández. 2023a. Gardening *Pocillopora* spp. fragments and their potential for rebuilding reef systems in the southern Mexican Pacific. Restoration Ecology, 31(8), e14006.

García-Medrano, D., E. Ramírez-Chavez, L. J. Ortíz-Martínez, S. Guendulain-García, y A. López-Pérez. 2023b. La fotogrametría digital submarina como herramienta para la cuantificación de formas y el monitoreo de sistemas arrecifales. Buceo Científico, 133-142.

Glynn, P. W. y G. E. Leyte-Morales. 1997. Coral reefs of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. Revista de Biología Tropical, 45(3), 1033-1047.

Glynn, P. W. y J. S. Ault. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. Coral reefs, 19(1), 1-23.

Glynn, P. W., J. J. Alvarado, S. Banks, J. Cortés, J. S. Feingold, C. Jiménez, J. E. Maragos, P. Martínez, J. L. Maté, D. A. Moanga, S. Navarrete, H. Reyes-Bonilla, B. Riegl, F. Rivera, B. Vargas-Ángel, E. A. Wieters, y F. A. Zapata. 2017. Eastern Pacific coral reef provinces, coral community structure and composition: an overview. Coral reefs of the Eastern tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment, 107-176.

Goatley, C. H. y D. R. Bellwood. 2011. The roles of dimensionality, canopies and complexity in ecosystem monitoring. PLoS One, 6(11), e27307.

González-Barrios, F. J. y L. Álvarez-Filip. 2018. A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. Ecological indicators, 95, 877-886.

González-Barrios, F. J., Cabral-Tena, R. A. y L. Alvarez-Filip. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. Global Change Biology, 27(3), 640-651.

González-Pech, R. A., D. J. Hughes, P. Strudwick, B. M. Lewis, D. J. Booth, W. F. Figueira, B. Sommer, D. J. Suggett, y J. Matthews. 2022. Physiological factors facilitating the persistence of *Pocillopora aliciae* and *Plesiastrea versipora* in temperate reefs of south-eastern Australia under ocean warming. Coral Reefs, 41(4), 1239-1253.

González-Rivero, M., A. R. Harborne, A. Herrera-Reveles, Y. M. Bozec, A. Rogers, A. Friedman, A. Ganase, y O. Hoegh-Guldberg. 2017. Linking fishes to multiple metrics of coral reef structural complexity using three-dimensional technology. Scientific reports, 7(1), 13965.

Graham, N. A., S. K. Wilson, S. Jennings, N. V. Polunin, J. P. Bijoux, y J. Robinson. 2006. Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 103(22), 8425-8429.

Graham, N. A. y K. L. Nash. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. Coral reefs, 32, 315-326.

Graham, N. A., S. Jennings, M. A. MacNeil, D. Mouillot, y S. K. Wilson. 2015. Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. Nature, 518(7537), 94-97.

Guendulain-García, S. D., A. López-Beltran, T. A. Banaszak, L. Álvarez-Filip, E. Ramírez-Chávez, D. García-Medrano, R. Sellares-Blasco, y A. López-Pérez. 2023. Photogrammetry for coral structural complexity: What is beyond sight?. Coral Reefs, 42(3), 635-644.

Guendulain-García, S. D., A. T. Banaszak, L. Álvarez-Filip, A. M. Quattrini, y A. López-Pérez. 2024. Three-dimensional morphological variation and physical functionality of Caribbean corals. Coral Reefs, 43(2), 405-413.

Guinan J., C. Brown, M. F. J. Dolan, y A. J. Grehan. 2009. Ecological niche modeling of the distribution of cold-water coral habitat using underwater remote sensing data. Ecological Informatics 4:83–92

Gutierrez-Heredia, L., F. Benzoni, E. Murphy, y E. G. Reynaud. 2016. Digitalización y análisis de extremo a extremo de modelos coralinos tridimensionales, desde comunidades hasta coralitos. PLoS One, 11 (2), e0149641.

Harris, D. L., A. Rovere, E. Casella, H. Power, R. Canavesio, A. Collin, A. Pomeroy, J. M. Webster, y V. Parravicini. 2018. Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels. Science advances, 4(2), eaao4350.

Harriott, V. J. y Fisk D. A. 1988. Coral transplantation as a reef management option. Pages 375–379. Vol. 2. Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Australia.

Harris, D. L., A. Rovere, E. Casella, H. Power, R. Canavesio, A. Collin, A. Pomeroy, J. M. Webster, y V. Parravicini. 2018. Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels. Science advances, 4(2), eaao4350.

Hein, M. Y., B.L. Willis, R. Beeden, y A. Birtles. 2017. The need for broader ecological and socioeconomic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. Restoration ecology, 25(6), 873-883.

Hein, M. Y. y International Coral Reef Initiative. 2020. Coral reef restoration as a strategy to improve ecosystem services: a guide to coral restoration methods.

Helder, N. K, J. H. Burns, y S. J. Green. 2022. Intra-habitat structural complexity drives the distribution of fish trait groups on coral reefs. Ecological Indicators, 142, 109266.

Helmholz, P., T. Bassett, L. Boyle, N. Browne, I. Parnum, M. Moustaka, y R. Evans. 2024. Evaluating Linear Coral Growth Estimation Using Photogrammetry and Alternative Point Cloud Comparison Methods. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 48, 121-128.

Hernández-Delgado, E. A., A. E. Mercado-Molina, P. J. Alejandro-Camis, F. Candelas-Sánchez, J. S. Fonseca-Miranda, C. M. González-Ramos, R. Guzman-Ródriguez, P. Mége, A. A. Montañez-Acuña, I. O. Maldonado, A. Otaño-Cruz, y S. E. Suleimán-Ramos. 2014. Community-based coral reef rehabilitation in a changing climate: lessons learned from hurricanes, extreme rainfall, and changing land use impacts. Open Journal of Ecology, 4(14), 918.

Hernández-Landa, R. C., E. Barrera-Falcon, y R. Rioja-Nieto. 2020. Size-frequency distribution of coral assemblages in insular shallow reefs of the Mexican Caribbean using underwater photogrammetry. PeerJ, 8, e8957.

Holbrook, S. J., Brooks, A. J, y R. J. Schmitt. 2002. Variation in structural attributes of patch-forming corals and in patterns of abundance of associated fishes. Marine and Freshwater Research, 53(7), 1045-1053.

Holmes, G., J. Ortiz, P. Kaniewska, y R. Johnstone. 2008. Using three-dimensional surface area to compare the growth of two Pocilloporid coral species. Marine Biology, 155, 421-427.

Holmes, G. 2008. Estimating three-dimensional surface areas on coral reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 365(1), 67-73.

Horoszowski-Fridman, Y. B., I. Izhaki, S. M. Katz, R. Barkan, y B. Rinkevich. 2024. Shifting reef restoration focus from coral survivorship to biodiversity using Reef Carpets. Communications Biology, 7(1), 141.

Howlett, L., E. F. Camp, J. Edmondson, N. Henderson, y D. J. Suggett. 2021. Coral growth, survivorship and return-on-effort within nurseries at high-value sites on the Great Barrier Reef. PLoS One, 16(1), e0244961.

Hudson, J. H. y R. Diaz. 1988. Damage survey and restoration of M/V Wellwood grounding site, Molasses Reef, Key Largo National Marine Sanctuary, Florida. In Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium (Vol. 2, pp. 231-236).

Hughes, T.P., M. L. Barnes, D. R. Bellwood, J. E. Cinner, G. S. Cumming, J. B. C. Jackson, J. Kleypas, I. A. Van De Leemput, J. M. Lough, T. H. Morrison, S. R. Palumbi, E. H. Van Nes, y M. Scheffer. 2017. Coral reefs in the Anthropocene. Nature 546, 82–90.

Hughes, T. P., J. T. Kerry, A. H. Baird, S. R. Connolly, A. Dietzel, C. M. Eakin, S. F. Heron, A. S. Hoey, M. O. Hoogenboom, G. Liu, M. J. McWilliam, R. J. Pears, M. S. Pratchett, W. J. Skirving, J. S. Stella, y G. Torda. 2018. Global warming transforms coral reef assemblages. Nature, 556(7702), 492-496.

Ishida-Castañeda, J., V. Pizarro, M. López-Victoria, y F. A. Zapata. 2020. Coral reef restoration in the Eastern Tropical Pacific: feasibility of the coral nursery approach. Restoration Ecology, 28(1), 22-28.

Jameson, S. C., M. V. Erdmann, J. R. Karr, y K. W. Potts. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. Bulletin of Marine Science, 69(2), 701-744.

Kegler, P., G. Baum, L. F. Indriana, C. Wild, y A. Kunzmann. 2015. Physiological response of the hard coral *Pocillopora verrucosa* from Lombok, Indonesia, to two common pollutants in combination with high temperature. PloS one, 10(11), e0142744.

Kerry, J. T. y D. R. Bellwood. 2015. The functional role of tabular structures for large reef fishes: avoiding predators or solar irradiance? Coral Reefs, 34, 693-702.

Koch, H. R., B. Wallace, A. DeMerlis, A. S. Clark, y R. J. Nowicki. 2021. 3D scanning as a tool to measure growth rates of live coral microfragments used for coral reef restoration. Frontiers in Marine Science, 8, 623645.

Kostylev, V. E., J. Erlandsson, M. Y. Ming, y G. A. Williams. 2005. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: fractal application on rocky shores. Ecological Complexity 2:272–286.

Laforsch, C., E. Christoph, C. Glaser, M. Naumann, C. Wild, y W. Niggl. 2008. A precise and non-destructive method to calculate the surface area in living scleractinian corals using X-ray computed tomography and 3D modeling. Coral Reefs, 27, 811-820.

Lange, I. D. y C.T. Perry. 2020. A quick, easy and non-invasive method to quantify coral growth rates using photogrammetry and 3D model comparisons. Methods in Ecology and Evolution, 11(6), 714-726.

Leon, J. X., C. M. Roelfsema, M. I. Saunders, y S. R. Phinn. 2015. Measuring coral reef terrain roughness using ‘structure-from-motion’ close-range photogrammetry. Geomorphology, 242, 21–28.

Levy, G., L. Shaish, A. Haim, y B. Rinkevich. 2010. Mid-water rope nursery—Testing design and performance of a novel reef restoration instrument. *Ecological Engineering*, *36*(4), 560-569.

Liñán-Cabello, M. A., L. A. Flores-Ramírez, M. A. Laurel-Sandoval, E. G. Mendoza, O. S. Santiago, y M. A. Delgadillo-Nuño. 2011. Acclimation in *Pocillopora* spp. during a coral restoration program in Carrizales Bay, Colima, Mexico. Marine and freshwater behaviour and physiology, 44(1), 61-72.

Lirman, D. 2000. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 251(1), 41-57.

Lirman, D., P. W. Glynn, A. C. Baker, y G. E. Leyte-Morales. 2001. Combined effects of three sequential storms on the Huatulco coral reef tract, Mexico. Bulletin of Marine Science, 69(1), 267-278.

Lizcano-Sandoval, L. D., E. Londoño-Cruz, y F. A. Zapata. 2018. Growth and survival of *Pocillopora damicornis* (Scleractinia: Pocilloporidae) coral fragments and their potential for coral reef restoration in the Tropical Eastern Pacific. Marine biology research, 14(8), 887-897.

López-Pérez, A., L. M. Hernández-Ballesteros, y T. Herrera-Escalante. 2002. Cambio en la dominancia de la comunidad arrecifal en Chachacual, bahías de Huatulco, Oaxaca. Ciencia y Mar, 16(4), 33-38.

López-Pérez, A. y L. M. Hernández-Ballesteros. 2004. Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western Mexico. Bulletin of Marine Science, 75(3), 453-472.

López-Pérez, A., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, J. D. Carriquiry, P. Medina-Rosas, A. L. Cupul-Magaña, M. D. Herrero-Pérezrul, H. A. Hernández–Ramírez, M. A. Ahumada-Sempoal, y B. M. Luna-Salguero. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. Marine Ecology, 33(4), 407-416.

López-Pérez, A., R. Granja-Fernández, C. Aparicio-Cid, R. C. Zepeta-Vilchis, A. M. Torres-Huerta, F. Benítez-Villalobos, D. A. López-López, C. Cruz-Antonio, y O. Valencia-Méndez. 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.

López-Pérez, A., S. Guendulain-García, R. Granja-Fernández, V. Hernández-Urraca, L. Galván-Rowland, R. Zepeta-Vilchis, y D. López-López. 2016. Reef Community Changes Associated with the 2009–2010 El Niño in the Southern Mexican Pacific. Pacific Science, 70(2), 175-190.

López-Pérez, A., R. Granja-Fernández, E. Ramírez-Chávez, O. Valencia-Méndez, F. A. Rodríguez-Zaragoza, T. González-Mendoza, y A. Martínez-Castro. 2024. Widespread coral bleaching and mass mortality of reef-building corals in southern mexican Pacific reefs due to 2023 El Niño Warming. In Oceans (Vol. 5, No. 2, pp. 196-209).

Lowe, R. J., J. L Falter, M. D. Bandet, G. Pawlak, M. J. Atkinson, S. G. Monismith, y J. R. Koseff. 2005. Spectral wave dissipation over a barrier reef. Journal of Geophysical Research: Oceans, 110(C4).

Madin, E. M., E. S. Darling, y M. J. Hardt. 2019. Emerging technologies and coral reef conservation: Opportunities, challenges, and moving forward. Frontiers in Marine Science, 6, 727.

Maragos, J. E. 1974. Coral transplantation: a method to create, preserve, and manage coral reefs.

Martin-Garin B., B. Lathuili`ere, E. P. Verrecchia, y J. Geister. 2007. Use of Fractal Dimensions to Quantify Coral Shape. Coral Reefs, 26(3):541–550.

Meesters, E. H., M. Noordeloos, y R. P. Bak. 1994. Damage and regeneration: links to growth in the reef-building coral *Montastrea annularis*. Marine Ecology Progress Series, 119-128.

Mbije, N. E., E. Spanier, y B. Rinkevich. 2010. Testing the first phase of the gardening concept as an applicable tool in restoring denuded reefs in Tanzania. Ecological Engineering, 36(5), 713-721.

McCarthy, J. y J. Benjamin. 2014. Multi-image photogrammetry for underwater archaeological site recording: an accessible, diver-based approach. Journal of maritime archaeology, 9, 95-114.

Mendoza-Quiroz, S. M., A. U. Beltrán-Torres, M. V. Grosso-Becerra, D. M. Villareal, R. T. Rentería, y A. T. Banaszak. 2023. Long-term survival, growth, and reproduction of *Acropora palmata* sexual recruits outplanted onto Mexican Caribbean reefs. PeerJ, 11, e15813.

Miller, S., S. Yadav, y J. S. Madin. 2021. The contribution of corals to reef structural complexity in Kāne ‘ohe Bay. Coral Reefs, 40(6), 1679-1685.

Miller, M. W., S. Mendoza-Quiroz, L. Lachs, A. T. Banaszak, V. F. Chamberland, J. R. Guest, A. N. Gutting, K. R. W. Latijnhouwers, R. I. Sellares-Blasco, F. Virdis, M. F. Villalpando, y D. Petersen. 2024. Assisted sexual coral recruits show high thermal tolerance to the 2023 Caribbean mass bleaching event. PloS one, 19(9), e0309719.

Million, W. C., S. O'Donnell, E. Bartels, y C. D. Kenkel. 2021. Colony-level 3D Photogrammetry reveals that total linear extension and initial growth do not scale with complex morphological growth in the branching coral, *Acropora cervicornis*. Frontiers in Marine Science, 8, 646475.

Mills, M. S., T. Schils, A. D. Olds, y J. X. Leon. 2023. Structural Complexity of Coral Reefs in Guam, Mariana Islands. Remote Sensing, 15(23), 5558.

Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecological economics, 29(2), 215-233.

Monismith, S. G., J. S. Rogers, D. Koweek, y R. B. Dunbar. 2015. Frictional wave dissipation on a remarkably rough reef. Geophysical Research Letters, 42(10), 4063-4071.

Montebon, A. R. F. y H. T. Yap. 1995. A device to enable multi-replicate measurements in dissolved oxygen respirometry. Coral Reefs, 14(1), 54-54.

Monty, J. A., D. S. Gilliam, K. Banks, D. K. Stout, y R. E. Dodge. 2006. Coral of opportunity survivorship and the use of coral nurseries in coral reef restoration.

Morais, R., M. Depczynski, C. Fulton, M. Marnane, P. Narvaez, V. Huertas, S. Brandl, y D. Bellwood. 2020. "Severe Coral Loss Shifts Energetic Dynamics on a Coral Reef." Functional Ecology 34: 1501–1515.

Muñoz-Chagin, R. F. 1997. Coral transplantation program in the Paraiso coral reef, Cozumel Island, Mexico. In Proc. 8th International Coral Reef Symposium, (Vol. 2, pp. 2075-2078).

Nash, K. L., N. A. Graham, S. K. Wilson, y D. R. Bellwood. 2013. Cross-scale habitat structure drives fish body size distributions on coral reefs. Ecosystems, 16, 478-490.

Nava, H. y A. G. Figueroa-Camacho. 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), e12456.

Nelson, R. C. 1994. Depth limited design wave heights in very flat regions. Coastal Engineering, 23(1-2), 43-59.

Newman, S.P., E. H. Meesters, C. S. Dryden, S. M. Williams, C. Sanchez, P. J. Mumby, y N. V. C. Polunin. 2015. Reef flattening effects on total richness and species responses in the Caribbean. J. Anim. Ecol. 84, 1678–1689. https://doi.org/10.1111/1365- 2656.12429.

Noonan, S. H., G. P. Jones, y M. S. Pratchett. 2012. Coral size, health and structural complexity: effects on the ecology of a coral reef damselfish. Marine Ecology Progress Series, 456, 127-137.

Oren, U. y Y. Benayahu. 1997. Transplantation of juvenile corals: a new approach for enhancing colonization of artificial reefs. Marine Bioliology.

Page, C. P., E. M. Muller, y D. E. Vaughan. 2018. Microfragmenting for the successful restoration of slow growing massive corals. Ecological Engineering, 123, 86-94.

Perry, C.T., R. S. Steneck, G. N. Murphy, P. S. Kench, E. N. Edinger, S. G. Smithers, y P. J. Mumby. 2015. Regional-scale dominance of non-framework building corals on Caribbean reefs affects carbonate production and future reef growth. Global Change Biol. 21, 1153–1164.

Perry, C. T. y L. Alvarez-Filip. 2019. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. Functional Ecology, 33(6), 976-988.

Padilla-Souza, C., E. Navarro-Espinoza, D. García-Medrano, D. González-Vázquez, S. Gutiérrez-Plata, E. Ramírez-Mata, y N. Estrada-Saldívar. 2023. El efecto de la poda de *Acropora palmata* como estrategia para la obtención de tejido vivo en acciones de restauración arrecifal. Revista de Biología Tropical, 71.

Pittman, S. J., B. M. Costa, y T. A. Battista. 2009. Using lidar bathymetry and boosted regression trees to predict the diversity and abundance of fish and corals. Journal of Coastal Research 25(6):27–38.

Pittman, S. J. y K. A. Brown. 2011. Multi-scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. PLoS ONE 6(5):e20583.

Precht, W. F. 2006. Coral reef restoration handbook. CRC press.

Price, D. M., K. Robert, A. Callaway, C. Lo Lacono, R. A. Hall, y V. A. Huvenne. 2019. Using 3D photogrammetry from ROV video to quantify cold-water coral reef structural complexity and investigate its influence on biodiversity and community assemblage. Coral Reefs, 38, 1007-1021.

Raoult, V., P. A. David, S. F. Dupont, C. P. Mathewson, S. J. O'Neill, N. N. Powell, y J. E. Williamson. 2016. GoPros™ as an underwater photogrammetry tool for citizen science. PeerJ, 4, e1960.

Reichert, J., A. R. Backes, P. Schubert, y T. Wilke. 2017. The power of 3D fractal dimensions for comparative shape and structural complexity analyses of irregularly shaped organisms. Methods in Ecology and Evolution, 8(12), 1650-1658.

Reyes-Bonilla, H. y G. E. Leyte-Morales. 1998. Corals and coral reefs of the Puerto Angel region, west coast of Mexico. Revista de Biología Tropical, 46(3), 679-681.

Reyes-Bonilla, H. y A. López-Pérez. 1998. Biogeography of the stony corals (Scleractinia) of the mexican pacific. Ciencias Marinas, 24(2), 211-224.

Reyes-Bonilla, H., J. Carriquiry, G. Leyte-Morales, y A. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997–1999) on coral reefs of the western coast of México. Coral Reefs, 21(4), 368-372.

Reyes-Bonilla, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. In Latin American coral reefs. Elsevier, (pp. 331-349).

Rice, S. A. y C. L. Hunter. 1992. Effects of suspended sediment and burial on scleractinian corals from west central Florida patch reefs. Bulletin of Marine Science, 51(3), 429-442.

Rinkevich, B. 1995. Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: the use of sexual and asexual recruits. Restoration Ecology. 3:241–251.

Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. Marine Biology, 136, 807-812.

Rinkevich, B. 2005. Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. Environmental Science & Technology, 39(12), 4333-4342.

Rinkevich, B. 2019. The active reef restoration toolbox is a vehicle for coral resilience and adaptation in a changing world. Journal of Marine Science and Engineering, 7(7), 201.

Robles-Payán, A., H. Reyes-Bonilla, y C. Cáceres-Martínez. 2021. Crecimiento y supervivencia de corales durante la fase inicial de cultivo en La Paz, Baja California Sur, México. Revista mexicana de biodiversidad, 92.

Robles-Zavala, E. y A. G. C. Reynoso 2018. The recreational value of coral reefs in the Mexican Pacific. Ocean & Coastal Management, 157, 1-8.

Rodríguez-Troncoso, A. P., J. A. Tortolero-Langarica, R. Padilla-Guzmán, L. D. Kelly-Gutiérrez, y A. L. Cupul-Magaña. 2023a. Spatio-temporal variation in the growth of coral fragments of opportunity in the Eastern Tropical Pacific: implications for coral reef restoration. Revista de Biología Tropical, 71.

Rodríguez-Troncoso, A. P., J. J. A. Tortolero-Langarica, P. Contreras-Medellín-López, H. M. Canizales-Flores, E. Godínez-Domínguez, y A. L. Cupul-Magaña. 2023b. Evaluación de los indicadores demográficos de *Pocillopora* (Scleractinia: Pocilloporidae) en sitios insulares vs. costeros: implicaciones para un programa de restauración regional. Revista de Biología Tropical, 71.

Rojas Jr., P. T., L. J. Raymundo, y R. L. Myers. 2008. Coral transplants as rubble stabilizers: a technique to rehabilitate damaged reefs. In: Proc. of the 11th Int. Coral Reef Symposium. Ft. Lauderdale, Florida, 7e11 July 2008, Session number 24.

Schopmeyer, S. A., D. Lirman, E. Bartels, J. Byrne, D. S. Gilliam, J. Hunt, M. E. Johnson, E. A. Larson, K. Maxwell, K. Nedimyer, y C. Walter. 2012. In situ coral nurseries serve as genetic repositories for coral reef restoration after an extreme cold-water event. Restoration Ecology, 20(6), 696-703.

Shafir, S., J. Van Rijn, y B. Rinkevich. 2006. Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. Marine Biology, 149(3), 679-687.

Shaish, L., G. Levy, G. Katzir, y B. Rinkevich. 2010. Coral reef restoration (Bolinao, Philippines) in the face of frequent natural catastrophes. Restoration ecology, 18(3), 285-299.

Shaish, L., G. Levy, y B. Rinkevich. 2010. Employing a highly fragmented, weedy coral species in reef restoration. Ecological Engineering, 36(10), 1424-1432.

Solano, E., B. Zavala-Trujillo, E. Ramírez-Chávez, A. Cervantes-Alcántara, L. Ortiz, G. Leyte-Morales, L. M. Hernández-Ballesteros, F. Benítez-Villalobos, M. A. Ahumada-Sempoal. 2020. Reporte de actividades de los levantamientos en campo del sismo del 23 de junio de 2020, llevado a cabo por profesores y técnicos de la Universidad del Mar (UMAR), campus Puerto Ángel.

Stocking, J. B., C. Laforsch, R. Sigl, y M. A. Reidenbach. 2018. The role of turbulent hydrodynamics and surface morphology on heat and mass transfer in corals. Journal of the Royal Society Interface, 15(149), 20180448.

Storlazzi, C. D., P. Dartnell, G. A. Hatcher, y A. E. Gibbs. 2016. End of the chain? Rugosity and fine-scale bathymetry from existing underwater digital imagery using structure-from-motion (SfM) technology. Coral Reefs, 35(3), 889-894.

Suggett, D. J., E. F. Camp, J. Edmondson, L. Boström-Einarsson, V. Ramler, K. Lohr, y J. T. Patterson. 2019. Optimizing return-on-effort for coral nursery and outplanting practices to aid restoration of the Great Barrier Reef. Restoration Ecology, 27(3), 683-693.

Todd, P. 2008. Morphological plasticity in scleractinian corals. Biological Reviews, 83, 315–337.

Tortolero-Langarica, J. J. A., A. L. Cupul-Magaña, y A. P. Rodríguez-Troncoso. 2014. Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. Ocean & coastal management, 96, 12-19.

Tortolero-Langarica, J. J. A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, L. C. Alarcón-Ortega, y J. D. Santiago-Valentín. 2019. Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. Ecological Engineering, 128, 89-97.

Tortolero-Langarica, J. J. A., A. P. Rodríguez-Troncoso, L. A. Cupul-Magaña, y B. Rinkevich. 2020. Micro-fragmentation as an effective and applied tool to restore remote reefs in the Eastern Tropical Pacific. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(18), 6574.

Tortolero-Langarica, J. J. A., A. P. Rodríguez-Troncoso, L. Alvarez-Filip, A. L. Cupul-Magaña, y J. P. Carricart-Ganivet. 2023. The contribution of assisted coral restoration to calcium carbonate production in Eastern Pacific reefs. Revista de Biología Tropical, 71(S1), e54849-e54849.

Treeck, P. y H. Schuhmacher. 1997. Initial survival of coral nubbins transplanted by a new coral transplantation technology—options for reef rehabilitation. Marine Ecology Progress Series, 150, 287-292.

Urbina-Barreto, I. 2020. New quantitative indices from 3D modeling by photogrammetry to monitor coral reef environments (Doctoral dissertation, Université de la Réunion).

Urbina-Barreto, I., F. Chiroleu, R. Pinel, L. Fréchon, V. Mahamadaly, S. Elise, M. Kulbicki, J. P. Quod, E. Dutrieux, R. Garnier, J. H. Bruggemann, L. Penin, y M. Adjeroud. 2021. Quantifying the shelter capacity of coral reefs using photogrammetric 3D modeling: From colonies to reefscapes. Ecological Indicators, 121, 107151.

Valbuena, R., B. O'Connor, F. Zellweger, W. Simonson, P. Vihervaara, M. Maltamo, C. A. Silva, D. R. A. Almeida, F. Danks, F. Morsdorf, G. Chirici, R. Lucas, D. A. Coomes, y N. C. Coops. 2020. Standardizing ecosystem morphological traits from 3D information sources. Trends in Ecology & Evolution, 35(8), 656-667.

Veal, C. J., M. Carmi, M. Fine, y O. Hoegh-Guldberg. 2010. Increasing the accuracy of surface area estimation using single wax dipping of coral fragments. Coral Reefs, 29, 893-897.

Veron, J. E. N. y M. Pichon. 1976. Scleractinia of Eastern Australia. Part I Families Thamnasteriidae, Astrocoeniidae, Pocilloporidae. Australian Institute of Marine Science Monograph Series, 1,86 pp.

Westoby, M.J., J. Brasington, N. F. Glasser, M. J. Hambrey, y J. M. Reynolds. 2012. 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. Geomorphology 179:300-314.

Wilson, S.K., N. A. J. Graham, y N. V. C. Polunin. 2007. Appraisal of visual assessments of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. Marine Biology 151:1069- 1076

Wright, J. y J. Chamberlain. 2024. Investigating human impacts on rocky reefs using measures of complexity and relief from 3D photogrammetry. Ecosphere, 15(2), e4763.

Xin, L. H., K. A. Adzis, J. Hyde, y Z. C. Cob. 2016. Growth performance of *Acropora formosa* in natural reefs and coral nurseries for reef restoration. Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation, 9(5), 1090-1100.

Yanovski, R., P. A. Nelson, y A. Abelson. 2017. Structural complexity in coral reefs: examination of a novel evaluation tool on different spatial scales. Frontiers in Ecology and Evolution, 5, 27.

Yap, H. T. y E. D. Gomez. 1984. Growth of *Acropora pulchra*: II. Responses of natural and transplanted colonies to temperature and day length. Marine Biology, 81, 209-215.

Yap, H. T. y E. D. Gomez. 1985. Growth of *Acropora pulchra*: III. Preliminary observations on the effects of transplantation and sediment on the growth and survival of transplants. Marine Biology, 87, 203-209.

Yap, H. T., R. M. Alvarez, H. M. Custodio III, y R. M. Dizon. 1998. Physiological and ecological aspects of coral transplantation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 229(1), 69-84

Yap, H. T. 2004. Differential survival of coral transplants on various substrates under elevated water temperatures. Marine Pollution Bulletin, 49(4), 306-312.

Yap, H. T. 2009. Local changes in community diversity after coral transplantation. Marine Ecology Progress Series, 374, 33-41.

Young, G. C., S. Dey, A. D. Rogers, y D. Exton. 2017. Cost and time-effective method for multi-scale measures of rugosity, fractal dimension, and vector dispersion from coral reef 3D models. PloS one, 12(4), e0175341.

Zawada, D. G., G. A. Piniak, y C. J. Hearn. 2010. Topographic complexity and roughness of a tropical benthic seascape. Geophysical research letters, 37(14).

Zawada, K. J., J. S. Madin, A. H. Baird, T. C. Bridge, y M. Dornelas. 2019. Morphological traits can track coral reef responses to the Anthropocene. Functional Ecology, 33(6), 962-975.