



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS
AVANZADOS DEL INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL**

UNIDAD MÉRIDA

Composición de comunidades de peces arrecifales
en sitios de restauración de coral
en la isla de Cozumel, Q. Roo, México

Tesis que presenta:

Rodrigo Alfredo Nuñez Inzunza

Para Obtener el Grado de
Maestro en Ciencias

en la Especialidad de
Biología Marina

Director de Tesis:

Dr. Jesús Ernesto Arias González

Mérida, Yucatán

Enero, 2023

LISTADO DE ABREVIATURAS

CA = sitio Caletita

CONANP = Comisión Natural de Áreas Naturales Protegidas

FD = diversidad funcional

FD_{is} = dispersión funcional

FD_{iv} = divergencia funcional

FE = entidades funcionales

FE_{ve} = homogeneidad funcional

FI_{de} = identidad funcional

FMPD = distancia media funcional por pares

FNND = distancia media funcional del vecino más cercano

FO_{red} = sobre-redundancia funcional

FO_{ri} = originalidad funcional

FR = sitio La Francesita

FR_{ed} = redundancia funcional

FR_{ic} = riqueza funcional

FS_{pe} = especialización funcional

FV_{uln} = vulnerabilidad funcional

PA = sitio La Palmata

PNAC = Parque Nacional Arrecifes de Cozumel

LEEAC = Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de Arrecifes Coralinos

GLOSARIO

Impacto Antrópico: son los efectos negativos sobre el medio causados por las actividades humanas. Entre ellos se incluyen la contaminación, la pesca, la destrucción de hábitats y el cambio climático. El término "antrópico" significa "causado por el hombre", por lo que los impactos antrópicos son los causados directamente por la acción humana.

Restauración de Coral: La restauración del coral es el proceso de ayudar a los arrecifes de coral dañados o degradados a recuperarse y prosperar. El objetivo general de la restauración del coral es mejorar la salud y la resistencia de los arrecifes de coral, que son hábitats importantes para una gran variedad de vida marina y son vitales para la salud de los océanos del mundo. La restauración de los corales puede ayudar a combatir el blanqueamiento, las enfermedades y otras amenazas.

Trasplante de coral: es un tipo de técnica de restauración coralina en la que se recogen pequeños fragmentos de coral de una colonia sana y se trasplantan a una zona degradada o dañada de un arrecife de coral. El objetivo de un trasplante de coral es ayudar a los fragmentos de coral trasplantados a establecerse y crecer en su nueva ubicación, creando un nuevo hábitat para la vida marina y ayudando al arrecife dañado a recuperarse. El trasplante es una técnica relativamente sencilla y barata que puede ser eficaz para restaurar pequeñas zonas de un arrecife de coral. A menudo se utiliza en combinación con otras técnicas de restauración de corales, como la propagación de corales y la microfragmentación, para maximizar las posibilidades de éxito.

Índice de Volumen Ecológico (V): El Índice de Volumen Ecológico (V) es una medida del tamaño y el estado de un arrecife de coral, y se utiliza a menudo en los esfuerzos de restauración de arrecifes de coral para evaluar la salud y la capacidad de recuperación de un arrecife. Se calcula midiendo las dimensiones físicas del arrecife, como su superficie, longitud y altura, y combinando estas mediciones con otros factores, como el número y la diversidad de especies de coral presentes, el nivel de cobertura coralina y la presencia de otras formas de vida marina. El índice resultante es una medida cuantitativa del volumen ecológico global del arrecife, que puede utilizarse para comparar la salud de distintos arrecifes y controlar la eficacia de los esfuerzos de restauración coralina.

Riqueza (r): es una medida del número de especies diferentes presentes en un ecosistema o comunidad. Suele calcularse contando el número de especies presentes en una zona o región determinada, o comparando el número de especies en distintos ecosistemas o comunidades. La riqueza es un concepto importante en ecología porque permite cuantificar la diversidad de especies en una zona

determinada, lo que constituye un indicador importante de la salud y la productividad de un ecosistema.

Números de Hill (Anne Chao): también conocidos como números de Hill generalizados o números de Hill de Chao-Jost. Son una variante de los números de Hill propuestos por los ecólogos Anne Chao y Lou Jost en 2005. Estos números de Hill son similares a los números de Hill originales propuestos por Robert Hill, pero utilizan un conjunto diferente de parámetros que se derivan de las abundancias de especies en un ecosistema o comunidad en particular. Los números de Hill de Chao-Jost son más versátiles que los originales, ya que pueden utilizarse para calcular una gama más amplia de medidas de diversidad, como la riqueza de especies, la uniformidad de las abundancias de especies, la diversidad total de la comunidad y la diversidad funcional de la comunidad. Suelen utilizarse en ecología para comparar la diversidad de distintos ecosistemas y comprender cómo se ve afectada la diversidad por distintos factores ambientales.

Ecología Funcional: es una rama de la ecología que se centra en el papel que desempeñan los organismos en su entorno y en cómo sus características únicas (como su comportamiento, fisiología y morfología) les permiten sobrevivir y prosperar en su hábitat particular. Se basa en cómo los rasgos funcionales de los organismos, como su tamaño, forma y comportamiento, afectan a sus interacciones con otros organismos y con su entorno físico. Esta información se utiliza para hacer predicciones sobre cómo responderán los ecosistemas a los cambios, como la introducción de una nueva especie o la alteración de las condiciones ambientales.

Rasgo Funcional: es una característica de un organismo que influye en sus interacciones con otros organismos o con su entorno físico. Los rasgos funcionales son una herramienta importante para los ecólogos, ya que permiten comparar y contrastar cuantitativamente las características de distintas especies. Esta información puede utilizarse para comprender los procesos que impulsan la distribución y abundancia de las especies en un ecosistema.

Entidad Funcional (FE): es un organismo o grupo de organismos que desempeñan una función o papel específico dentro de un ecosistema. Las entidades funcionales son importantes porque ayudan a mantener la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y desempeñan un papel crucial en el flujo de energía y nutrientes dentro del ecosistema. Al comprender las entidades funcionales de un ecosistema, los ecólogos pueden entender mejor cómo un ecosistema funciona y cómo puede responder a cambios del sistema.

Ordenación Funcional: es un método estadístico que se utiliza para analizar la relación entre las especies y sus funciones en un ecosistema. El objetivo de la ordenación funcional es identificar las diferentes funciones que desempeñan las distintas especies en un ecosistema y comprender cómo se relacionan entre sí. Esta

información puede utilizarse para mejorar la gestión y conservación de los ecosistemas, así como para comprender mejor los procesos que impulsan las comunidades ecológicas.

Espacio Funcional: un espacio multidimensional en el que los ejes son rasgos funcionales a lo largo de los cuales se colocan las especies según sus valores de rasgos funcionales.

Diversidad funcional multidimensional: es una medida de la diversidad de funciones que desempeñan las distintas especies de un ecosistema. Esta medida tiene en cuenta las distintas formas en que las especies interactúan entre sí y con su entorno, y cómo esas interacciones contribuyen al funcionamiento general del ecosistema. La diversidad funcional multidimensional ayuda a obtener una imagen más completa de la diversidad de un ecosistema y puede utilizarse para evaluar la salud y la resistencia de ese ecosistema.

Diversidad Funcional (FD): es una medida de la diversidad de rasgos funcionales dentro de una comunidad o ecosistema. La diversidad funcional suele cuantificarse teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de una comunidad y calculando un índice de diversidad que refleje la variedad y complejidad de esos rasgos.

Vulnerabilidad Funcional (FVuln): se refiere a la susceptibilidad de un ecosistema a cambios o perturbaciones que pueden afectar a las funciones y servicios que presta. La vulnerabilidad funcional se evalúa normalmente teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies del ecosistema y cómo estos rasgos pueden verse afectados por distintos tipos de perturbaciones. Por ejemplo, un ecosistema con muchas especies pequeñas y de crecimiento rápido puede ser más vulnerable a las perturbaciones que un ecosistema con menos especies, más grandes y de crecimiento más lento, porque las especies más pequeñas pueden ser más sensibles a los cambios de su entorno.

Sobre-redundancia Funcional (FOred): se refiere a la situación en la que hay un exceso de especies funcionalmente similares en un ecosistema, de tal forma que el ecosistema podría funcionar incluso si se perdieran muchas de estas especies. Esto puede ocurrir cuando diferentes especies desempeñan funciones similares, proporcionando servicios o beneficios ecosistémicos similares, y puede dar lugar a una falta de biodiversidad y a una reducción de la resiliencia del ecosistema.

Redundancia Funcional (FRed): se refiere a la situación en la que diferentes especies de un ecosistema desempeñan funciones similares, proporcionando servicios o beneficios similares al ecosistema. La redundancia funcional es importante porque puede proporcionar un seguro contra la pérdida de una especie concreta, ya que el ecosistema puede seguir funcionando si se pierde una especie.

Sin embargo, demasiada redundancia funcional también puede ser un problema, ya que puede provocar una falta de biodiversidad y hacer que los ecosistemas sean menos resistentes a las perturbaciones.

Índices de Diversidad Funcional: son valores numéricos que representan el grado de diversidad funcional de un ecosistema. Los índices pueden utilizarse para comparar la diversidad funcional de distintos ecosistemas o para seguir los cambios de la diversidad funcional a lo largo del tiempo.

Índice de Riqueza Funcional (FRic): es el volumen de espacio multidimensional ocupado por la riqueza de una comunidad dentro del espacio funcional. La riqueza funcional es una medida del número de funciones diferentes que desempeñan las especies en un ecosistema. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de un ecosistema y cuantificando la diversidad de estos rasgos.

Índice de identidad funcional (FId): es una medida de la identidad funcional de una especie, o del papel o función que desempeña en un ecosistema. El índice de identidad funcional se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de una especie, y cuantificando la diversidad de estos rasgos.

Índice de dispersión funcional (FDis): es la distancia media ponderada por especie desde el centro del ensamblaje en el espacio de nicho sintético, y ponderándola con las respectivas biomásas. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, cuantifica la diversidad y uniformidad de estos rasgos.

Índice de divergencia funcional (FDiv): es la proporción de la contribución de los rasgos extremos a la abundancia de la comunidad. Es una medida del grado en que los rasgos funcionales de las especies de una comunidad se distribuyen de forma homogénea o desigual. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, y cuantificando el grado de solapamiento o diferenciación funcional entre estos rasgos.

Índice de homogeneidad funcional (FEve): es una medida de consistencia de la abundancia relativa y la distribución de las especies en el espacio funcional de una comunidad determinada. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, y cuantificando la uniformidad de la distribución de estos rasgos.

Índice de originalidad funcional (FOri): es la separación de una especie en el espacio funcional ocupado por una comunidad. Es una medida que cuantifica la singularidad funcional media de las especies de un conjunto. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, y cuantificando la originalidad de la distribución de estos rasgos.

Índice de especialización funcional (FSpe): es la distancia media entre una especie y la parte restante del conjunto de especies en el espacio funcional. Es una medida del grado de especialización de las especies de una comunidad para determinadas funciones o papeles en el ecosistema. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, y cuantificando el grado de especialización de estos rasgos.

Índice de distancia media funcional por pares (FMPD): es una medida de la similitud funcional entre pares de especies de una comunidad. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad y cuantificando la distancia media entre los rasgos funcionales de cada pareja de especies.

Índice de distancia media funcional del vecino más cercano (FNND): es una medida de la similitud funcional entre las especies de una comunidad. Se calcula teniendo en cuenta los rasgos funcionales de las especies de la comunidad, y cuantificando la distancia media entre los rasgos funcionales de cada especie y los rasgos funcionales de su vecino más cercano.

Diversidad funcional basada en los números de Hill (Anne Chao): es una forma de medir la diversidad funcional por las distintas especies dentro de un ecosistema. Los números de Hill proporcionan una medida de la riqueza y la uniformidad de un conjunto de especies. Esto puede ser útil para comprender el funcionamiento de un ecosistema y cómo puede verse afectado por cambios como la pérdida de especies o cambios en su abundancia relativa.

RESUMEN

La restauración de coral es usada en todo el mundo para mitigar el desequilibrio funcional, estructural y de los bienes y servicios ecosistémicos de los ecosistemas de arrecifes coralinos. Algunas funciones y procesos críticos de la restauración en arrecifes de coral son impulsados por peces. Ellos son autorreguladores de mecanismos ecológicos de retroalimentación negativa/positiva y de otros procesos abióticos en las sucesiones ecológicas. Existen pocos estudios que analizan la respuesta espacio temporal de la estructura y función de los peces en la restauración de corales. Se evaluó el efecto de la restauración activa de *Acropora palmata* en las comunidades de peces en tres sitios (1) *Caletita* (CA), (2) *La Palmata* (PA), y *La Francesita* (FR). Se midió el índice de volumen ecológico (V) de las colonias trasplantadas (N=63) de *A. palmata*. Adicionalmente, se evaluó la riqueza (r), diversidad funcional de peces, se realizaron curvas de rarefacción/extrapolación de diversidad de especies por cobertura de la muestra (N=252). Se evaluaron índices de diversidad funcional (FD) y la riqueza de especies real (números de Hill). Los valores más altos de V fueron observados en PA [$(V_{inicial}=76.83 (4.31\pm EE)$ y $V_{final}=349.71 (26.08\pm EE)$]; y los valores más bajos en FR [$V_{inicial}=128.87 (32.52\pm EE)$ y $V_{final}=132.46 (29.05\pm EE)$]. Se registró una riqueza total de 94 *spp.* de peces arrecifales por los 3 sitios. La mayor riqueza se obtuvo en FR ($r=78$ *spp.*) y la menor en CA ($r=50$ *spp.*). No hubo diferencias significativas temporales en la riqueza de especies, pero sí existieron diferencias significativas de riqueza de especies entre sitios (PERMANOVA $p < 0.001$). La mayor riqueza funcional (FRic) se obtuvo en PA 0.902 (90%), seguida de FR con 0.783 (78%), y CA con 0.578 (58%) del total de las especies englobadas en las entidades funcionales. La mayor vulnerabilidad funcional (FVuln) se obtuvo en CA con 79.5%. El sitio con mayor sobre-redundancia funcional (FORed) fue FR con 22%. Todos los sitios obtuvieron una redundancia funcional similar entre 1.3-1.4; las entidades funcionales (FEs) fueron variables entre sitios. Los índices de ordenación y diversidad funcional en peces arrecifales son una herramienta útil para revelar la compleja naturaleza del cambio en ecosistemas e implementar monitoreos adaptativos a mediano/largo plazo en materia de manejo y gestión en sitios de restauración de corales.

Palabras clave: restauración de corales, diversidad funcional, riqueza, peces de arrecife, *Acropora palmata*

ABSTRACT

Coral restoration is used worldwide to mitigate functional and/or structural imbalance of coral reef ecosystems, and to avoid degradation of ecosystem goods and services. There are few studies that analyze the spatiotemporal response of fish populations in coral restoration. Some critical functions and processes of coral reef restoration are driven by fish, as self-regulators of negative/positive feedback ecological mechanisms and other abiotic processes in ecological successions. The effect of active restoration of *Acropora palmata* on fish communities was evaluated at three sites (1) *Caletita* (CA), (2) *La Palmata* (PA), and *La Francesita* (FR). The ecological volume index (V) of outplanted colonies ($N=63$) of *A. palmata* was measured. Additionally, the richness (r), functional diversity of fish, rarefaction/extrapolation curves of species diversity by sample coverage ($N=252$) were evaluated. Functional diversity indices (FD) and actual species richness (Hill numbers) were evaluated. The highest values of V were observed in PA [$V_{initial}=76.83$ ($4.31\pm EE$) and $V_{final}=349.71$ ($26.08\pm EE$)]; and the lowest values at FR [$V_{initial}=128.87$ ($32.52\pm EE$) and $V_{final}=132.46$ ($29.05\pm EE$)]. For the three sites total richness of 95 species of reef fishes was recorded. The highest richness was obtained in FR ($r=78$ spp.) and the lowest in CA ($r=50$ spp.). There were significant differences in species richness between sites (PERMANOVA $p < 0.001$). The highest functional richness (FRic) was obtained in PA 0.902 (90%), followed by FR with 0.783 (78%), and CA with 0.578 (58%) of the total species included in the functional entities. The highest functional vulnerability (FVuln) was obtained in CA with 79.5%. The site with the highest functional redundancy (FORed) was FR with 22%. All sites obtained a similar functional redundancy between 1.3-1.4; functional entities (FEs) were variable among sites. The indices of ordination and functional diversity in reef fishes are a useful tool to reveal the complex nature of ecosystem change and to implement medium/long-term adaptive monitoring for management at coral restoration sites.

Key words: coral restoration, functional diversity, richness, reef fishes, *Acropora palmata*

DEDICATORIA

A la biodiversidad marina...

"We should preserve every scrap of biodiversity as priceless while we learn to use it and come to understand what it means to humanity"

~E.O. Wilson

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de Arrecifes Coralinos (LEEAC). Particularmente al Dr. Jesús Ernesto Arias González, y al Técnico Auxiliar M. en C. José Luis Cabrera Pérez.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo proporcionado con la beca del Programa de Becas para Estudios de Posgrado: Maestría (2020-2022): #CVU 1040251.

Al Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional – Unidad Mérida (Cinvestav del IPN) por el apoyo proporcionado para la asistencia al XI Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos y II Congreso Panamericano de Arrecifes Coralinos, del del 26 al 30 de septiembre de 2022 en Boca del Río, Veracruz, a través del Programa de Becas Elisa Acuña (2022): #20241001. Especialmente a las secretarías María Isabel Baqueiro Cabañas y Mireya Carrillo Gutiérrez por la asistencia en trámites administrativos en la Secretaría Académica. A su vez, al coordinador académico Dr. José Iván Velázquez Abunader por su presencia en todo momento.

A Wave of Change – Iberostar Hotels and Resorts, especialmente a la Dra. Johanna Calle Triviño y Dr. Camilo Cortés-Useche por su amistad, y apoyo al ingreso/estancia a sus instalaciones y logística en campo. A su vez, al director general de Iberostar Cozumel Luis Barros Gómez, por su amabilidad.

Al líder Base de *Dressel Divers Cozumel* Nazareno Ovando y a su equipo de buzos en *Iberostar Cozumel* por su apoyo proporcionado en la logística en campo.

A la Dr. Diana Morales de Anda Universidad de Guadalajara (UDG) por su apoyo en el uso de índices de ordenación y diversidad funcional y sus aplicaciones en ecología.

Al *Parque Nacional Arrecifes de Cozumel* (PNAC) por la autorización de ingreso a sitios con fines de investigación sin colecta: Oficio No. *F00.9.DAPNAC/440/2021*. Especialmente a M. en C. Blanca Alicia Quiroga García directora de la Comisión de Áreas Naturales Protegidas Cozumel (CONANP-Cozumel).

Colectivo Ciudadano Corales Vivos Cozumel: Ita, Mac, Tere, Angela y Familia Domínguez, Nadia, Ale, Bere, Luia, Félix, Carlo, Carlos, Cris, Arturo, Mina, por su amistad, y apoyo en logística de campo.

A María del Socorro Guerrero Rojas. Presidenta y Oficial de Seguridad en Buceo de la Asociación de Actividades Subacuáticas del IPN por su amistad, apoyo en seguridad y buenas prácticas en campo.

A mi familia por el amor y apoyo incondicional: Evelia, Alfredo, Isabel y Maximiliano.

ÍNDICE

LISTADO DE ABREVIATURAS	i
GLOSARIO	ii
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
DEDICATORIA	ix
AGRADECIMIENTOS	x
ÍNDICE	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xiii
ÍNDICE DE TABLAS	xv
I. INTRODUCCIÓN	1
I.I Arrecifes de Coral en el Antropoceno.....	1
I.II Restauración ecológica en ecosistemas de arrecifes de coral.....	3
I.III Importancia de los peces de arrecifes de coral en la restauración de arrecifes coralinos	5
II. HIPÓTESIS	7
III. OBJETIVO GENERAL	7
IV. OBJETIVOS PARTICULARES	7
V. MATERIALES Y MÉTODOS	7
V.I Sitio de Estudio	7
V.II Estructura de trasplante de clusters y cilindros de <i>A. palmata</i>	8
V.III Tasa de Crecimiento colonias de <i>A. palmata</i>	9
V.IV Composición y riqueza de comunidades de peces arrecifales	10
a) Obtención de datos de peces arrecifales.....	10
b) Curvas de acumulación de especies de peces arrecifales.....	11
c) Análisis multivariante de la varianza a base de permutaciones (PERMANOVA) y Análisis de porcentajes (SIMPER).	13
d) Índices de ordenación y diversidad funcional.....	13
VI. RESULTADOS	16
VI. I Crecimiento de colonias de <i>A. palmata</i> en sitios de trasplante	16
VI. II Curvas de rarefacción/interpolación, estimación de diversidad y perfiles de entropía con números de Hill	17

VI. III Variación de riqueza y diversidad funcional de peces entre sitios.....	20
VII. DISCUSIÓN.....	25
VII. I Volumen ecológico de <i>A. palmata</i>	25
VII. II Curvas de acumulación de especies: números de Hill	25
VII. III Ensamblajes de peces: riqueza y diversidad funcional de peces entre sitios	27
VIII. CONCLUSIONES.....	32
IX. REFERENCIAS	33
X. ANEXOS.....	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Sitios de trasplantes de la especie de coral *A. palmata* en programas de restauración en Cozumel. Donde a) *Caletita* y b) *La Palmata* (Corales Vivos Cozumel – CONANP) C) *La Francesita* (LEEAC, Cinvestav Unidad Mérida – *Wave of Change*, *Iberostar Hotels*).

Fig. 2. Estructuras de los programas de restauración de la especie de coral *A. palmata*. Donde: a) Cilindros de concreto por LEEAC, Cinvestav-Unidad Mérida – *Iberostar Hotels Wave of Change*. b) Clusters por Corales Vivos Cozumel – CONANP.

Fig. 3. Equipo fotográfico y posicionamiento en sitios de trasplante de los programas de restauración de corales. Donde: a) Olympus TG-6's Though con carcasa submarina PT-059. b) Instalación de cuatri-pies a cámaras Olympus TG-6's Though con carcasa submarina PT-059. c) Transporte de cámaras en el sitio de trasplantes *La Palmata*. d) Posicionamiento de cámaras en sitios de trasplantes de *La Palmata*.

Fig. 4. Monitoreo de valores de volumen ecológico promedio calculados con \pm EE (Error Estándar) de *A. palmata* en tres sitios de trasplante de restauración de corales. Donde: PA = *La Palmata* (n = 21); CA = *Caletita* (n = 21); y FR = *La Francesita* (n = 21).

Fig. 5. Curva de muestreo de rarefacción y extrapolación de riqueza ($q = 0$) de especies de peces arrecifales basada en el tamaño de la muestra (a) y basado en la cobertura de la muestra (b, c) en tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

Fig. 6. Perfiles de diversidad estimados (a) y perfiles de diversidad empíricos (b) de peces arrecifales para q entre 0 y 3 con un intervalo de confianza del 95% (áreas sombreadas basadas en método *bootstrap* de 1000 réplicas) en tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

Fig. 7. Análisis SIMPER de familias de peces representativas de 94 especies identificadas en los tres sitios de trasplante de corales. Donde: a) Labridae; b) Pomacentridae; c) Chaetodontidae; d) Scaridae; e) Acanthuridae; f) Kyphosidae; g) Carangidae; h) Haemulidae; i) Lutjanidae; j) Pomacanthidae; k) Gerreidae; y l) Serranidae. CA = *Caletita*; PA = *La Palmata*; y FR = *La Francesita*.

Fig. 8. Ordenación de índice de riqueza funcional (PCoA) y análisis de identidades funcionales de tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: FORed = sobre-redundancia funcional; Fvuln = vulnerabilidad funcional; FRed = redundancia funcional; CA = *Caletita* (naranja); PA = *La Palmata* (rosa); y FR = *La Francesita* (azul).

Fig. 9. Impactos antrópicos locales e interacciones bióticas de peces por sitio de trasplante de *A. palmata* en programas de restauración de corales: a) *Caletita* (CA), b) *La Palmata*, C) *La Francesita*. Algunas especies asociadas buscan refugio dentro y sobre los trasplantes de coral **(1)**, otras especies se ven favorecidas por la producción de sombra y tridimensionalidad **(2)**. Los peces se benefician del aumento de alimento disponible en el sistema, incluyendo el coral **(2)** y otros peces **(3)**. A través de interacciones tróficas, los peces desempeñan retroalimentaciones positivas en los trasplantes de programas de restauración, la herbivoría ayuda a regular el crecimiento de algas **(4)** y el suministro de nutrientes para el crecimiento coralino **(5)**; sin embargo, también podría tener retroalimentaciones negativas a través de la depredación de corales **(6)** y los territorios de los peces damisela **(7)**. La influencia de la conectividad ecosistémica directa e impactos antrópicos **(8)** influye de manera directa en flujo de energía y biodiversidad en los sitios de trasplante.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características específicas de colonias de *A. palmata* en sitios de trasplante de restauración de coral a lo largo de seis meses (agosto 2021 - enero 2022). Donde: CA = *Caletita*; PA = *La Palmata*; FR = *La Francesita*; No. = número de colonias; EE = error estándar; V = promedio de volumen ecológico calculado; K= constante; TCC = tasa de crecimiento constante; S = supervivencia.

Tabla 2. Información básica de los datos de las curvas de acumulación de riqueza de peces arrecifales (Interpolación/Extrapolación - iNEXT). Donde: T = número de unidades de muestreo observadas en la muestra de referencia (tamaño de la muestra para los datos de incidencia); U = incidencia total en la muestra de referencia; S.obs = número de especies observadas; C.hat = estimador de la cobertura de la muestra sugerido por Chao *et al.*, (2013); Q1-Q10 = los diez primeros recuentos de la frecuencia de incidencia de las especies en la muestra de referencia. PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

Tabla 3. Análisis PERMANOVA General de riqueza de especies de peces arrecifales por Sitio, Mes, y MesxSitio. Donde: Df = grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = media de cuadrados; Pseudo-F: coeficiente de Pseudo-F; P(Perm) = valores de p permutacionales; Niveles de significancia: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Tabla 4. Análisis de comparaciones PERMANOVA pareado de riqueza de especies de peces arrecifales entre Sitios. Donde: t= valor de t; P(Perm) = valores de p permutacionales; Niveles de significancia: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Tabla 5. Resumen de índices de ordenación y diversidad funcional. Donde: CA = *Caletita*, PA= *La Palmata* y FR= *La Francesita*; r = riqueza de especies; FE = número de entidades funcionales; FRed = redundancia funcional; FORed = sobre-redundancia funcional; Fvuln =vulnerabilidad funcional; FDis = dispersión funcional; FMPD = distancia media funcional por pares; FNND = distancia media funcional del vecino más cercano; FEve = homogeneidad funcional; FRic = riqueza funcional; FDiv = divergencia funcional; FOri = originalidad funcional; FSpe = especialización funcional; FD q0, q1, y q2 = Alpha-Diversidad Funcional No. de Hill; Fide = gradiente de identidad funcional; PC = componente principal.

I. INTRODUCCIÓN

I.I Arrecifes de Coral en el Antropoceno

Los arrecifes de coral cubren el 0.00063% de la superficie de la Tierra. Estos ecosistemas han tenido importantes efectos en la atmósfera, química de los océanos, la geomorfología de la Tierra, la biodiversidad, la distribución biogeográfica de la vida y la proporción de los bienes/servicios ecosistémicos a la humanidad (Birkeland, 2015).

Gran cantidad de arrecifes de coral costeros se han degradado por la sobrepesca, contaminación, cambio climático pronunciado y otros factores antrópicos como el blanqueamiento de coral y enfermedades en arrecifes a diversas escalas espacio-temporales (Hughes *et al.*, 2017; Souter *et al.*, 2021).

El blanqueamiento masivo en 1998 mató al 8% de los corales del mundo (Souter *et al.*, 2021). En la siguiente década la cobertura de coral se recuperó, pero entre 2009 y 2018 el 14% de los corales a escala global murió debido principalmente a los eventos masivos de blanqueamiento (Souter *et al.*, 2021). Estos autores mencionan que en 2019 había un 20% más de algas en los arrecifes de coral del mundo que en 2010 por lo que existe un patrón general global de cambio de fase (de cobertura de corales a cobertura de macroalgas) en la gran mayoría de los sitios contemplados en su reporte. Los arrecifes de coral de la región de los mares de Asia Oriental, más diversos y con mayor cobertura de coral, que incluye el Triángulo de Coral, y el 30% de los arrecifes de coral del mundo, poseen una media más de coral en 2019 que en 1983, a pesar de haberse visto afectados por episodios de blanqueamiento de coral a gran escala (Souter *et al.*, 2021). Lo que es promisorio para los sitios de alta diversidad de corales como refugios ante los eventos de estrés térmico.

Se sabe que los cambios ecológicos en los arrecifes de coral están impulsados por factores biofísicos, socioeconómicos y culturales los cuales actúan a diversas escalas para fomentar patrones y procesos de ecosistemas coralinos (Williams *et al.*, 2019). A su vez, han sucedido cambios geo-ecológicos graves debido a estresores locales y globales, los cuales tienen importantes implicaciones para la abundancia de los taxones que regulan la producción y la erosión de los carbonatos esqueléticos y, por lo tanto, para muchas de las funciones geo-ecológicas que proporcionan los arrecifes de coral, como la producción y la generación de sedimentos (Perry & Alvarez-Filip, 2019). La reducción de la complejidad del hábitat, desde el coral vivo hasta el coral muerto y los escombros, puede llegar a alterar la presencia y la diversidad de muchas especies del arrecife, con repercusiones en la estructura de la comunidad, las redes alimentarias y el funcionamiento del ecosistema o fomentar el

reclutamiento y sucesiones ecológicas tempranas de especies favorables para el funcionamiento y estructura de los ecosistemas (Wolfe *et al.*, 2021).

A nivel regional los arrecifes de coral del Caribe mexicano tienen graves problemáticas socio-ecológicas de contaminación (Banaszak, 2021). Existe conectividad ecosistémica de paisajes que provee bienes/servicios ecosistémicos de gran importancia, la cual es sensible al cambio climático, al impacto antrópico y requiere de inclusión social para el manejo y gobernanza (Arias-Gonzalez *et al.*, 2015).

En el Caribe mexicano, la cobertura de corales duros ha disminuido de ~26% en la década de 1970 a 16% en 2016, mientras que la cobertura de macroalgas aumentó a ~30% en 2016 (Contreras-Silva *et al.*, 2020). Particularmente, para Cozumel existe un aumento de la cobertura de coral duro de ~9% entre 2005 y 2016 (Contreras-Silva *et al.*, 2020). La elevada cobertura de coral duro en esta zona sugiere una mayor resiliencia, a pesar de que desde finales de la década de 1970 se han llevado a cabo amplias actividades turísticas no sostenibles. A pesar del relativo buen estado de los arrecifes de Cozumel, la cobertura de macroalgas sigue siendo alta con un ~27% de cobertura promedio (Contreras-Silva *et al.*, 2020). Recientemente, la enfermedad de pérdida de tejido del coral duro (por sus siglas en inglés: SCTLD) observada por primera vez en diciembre del 2018, ocasionó una disminución de cobertura general de coral debido a que afectó a más de 20 especies de corales formadoras de arrecifes, de igual manera un incremento significativo de macroalgas (Estrada-Saldívar *et al.*, 2021). Dicha tendencia se puede ver hasta la fecha en los arrecifes de Cozumel.

Los arrecifes de coral sustentan una serie de bienes y servicios de los ecosistemas que contribuyen al bienestar de millones de personas (Woodhead *et al.*, 2019) entre ellos destacan: aprovisionamiento (Ej: pesquerías y materiales brutos), regulación (Ej: protección costera, calidad de agua, y reciclaje de ciclos biogeoquímicos), culturales (Ej: tradiciones, religión) y de apoyo (Ej: biodiversidad y hábitat). Se estima que el valor de los bienes y servicios que proporcionan por los arrecifes de coral es de 2,7 billones de dólares al año, incluyendo 36.000 millones de dólares en turismo de arrecifes de coral (Souter *et al.*, 2021). Particularmente, para Cozumel se estima que el turismo en la isla de Cozumel genera 762 millones de dólares anuales en actividad económica local, y 111 visitantes se alojan en hoteles locales por cada habitante (Lara-Pulido *et al.*, 2021).

Muchos de los cambios ecológicos en los arrecifes de coral se remontan a las actividades humanas que comenzaron hace siglos, y las tasas de cambio recientes en la cobertura de coral, se han intensificado y han provocado pérdidas sin precedentes en los bienes y servicios de los ecosistemas (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2019). Los arrecifes del futuro no se parecerán a nada visto anteriormente por el

ser humano, y aunque su capacidad para mantener el turismo o la pesca puede ser relativamente resistentes, la capacidad para gestionar y de co-manejo a nivel socio-ecológico puede verse limitado debido a configuraciones funcionales particulares de especies (Bellwood *et al.*, 2019; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2019).

La pérdida o ganancia de servicios no afectará a todas las personas por igual debido a cuestiones socio-ecológicas y contextuales particulares (Woodhead *et al.*, 2019). Es necesario un enfoque holístico de las relaciones socio-ecológicas con enfoques de ecología funcional para incorporar a una comprensión mecanicista de la prestación de servicios y cómo ésta podría utilizarse para anticipar futuros cambios en los servicios de los ecosistemas de los arrecifes de coral (Woodhead *et al.*, 2019; Darling *et al.*, 2019; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2019).

Los retos contemporáneos consisten en identificar y mantener las funciones de los ecosistemas que son cruciales para sostener los arrecifes de coral, y en asegurar los servicios de los ecosistemas arrecifales alterados a las personas en el futuro (Hughes *et al.*, 2017).

La protección de los arrecifes y las innovaciones tecnológicas para aumentar la resiliencia de los corales necesitan un rápido desarrollo. Existen acciones y herramientas potenciales para mantener los servicios y bienes ecosistémicos que los arrecifes proveen, una variedad de intervenciones y adaptaciones biológicas, y socio-ecológicas que pueden ser implementadas dependiendo del enfoque de escala local o global. La restauración estructural en ecosistemas de arrecifes de coral es una intervención de importancia. (Kleypas *et al.*, 2021).

I.II Restauración ecológica en ecosistemas de arrecifes de coral

La Sociedad para la Restauración Ecológica (por sus siglas en inglés SER), define restauración ecológica como *"el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido"*. Se considera que un ecosistema ha sido restaurado con éxito cuando sus recursos bióticos y abióticos son equilibrados para sostenerse estructural y funcionalmente, alcanzando una recuperación completa cuando todos los atributos clave del ecosistema se asemejan a los de un sistema de referencia (Ferse *et al.*, 2021). Una definición reciente considera la restauración para los sistemas de arrecifes de coral como *"cualquier intervención activa que tiene como objetivo ayudar a la recuperación de la estructura, funciones y especies clave de los arrecifes frente a las crecientes presiones climáticas y antropogénicas, promoviendo así su resiliencia y la prestación sostenible de los bienes y servicios ecosistémicos"*. (Hein *et al.*, 2020a, 2021).

La restauración de corales tiene diversos métodos dependiendo de los objetivos y monitoreo, a nivel holístico se alinean a principios de resiliencia arrecifal socio-ecológica contemporánea (Boström-Einarsson, *et al.*, 2020). Las organizaciones de investigación se han esforzado por desarrollar e implementar técnicas de restauración para su aplicación a escala regional, lograr una escalabilidad en esfuerzos de restauración ecológica es un reto (Gibbs *et al.*, 2021).

Se utilizan varias técnicas para la restauración de los arrecifes de coral. Las más comunes se basan en métodos asexuales como el trasplante directo, la jardinería de corales y la microfragmentación (Vaughan, 2021). Otras técnicas alternativas son las sexuales, ya sea por medio de ingeniería genética (Schmidt-Roach *et al.*, 2020; Rinkevich, 2021), o mediante la propagación de larvas, colecta de gametos y el consiguiente cultivo de embriones y larvas, tras lo cual las crías de coral se cultivan en acuarios *ex situ* hasta formar colonias de mayor tamaño o se trasplantan a arrecifes degradados con un mes de edad aproximadamente (Boström-Einarsson, *et al.*, 2020; Bayraktarov *et al.*, 2020; Rinkevich, 2021). Por otro lado, la percepción remota es una herramienta emergente para aumentar la escalabilidad de la restauración de los arrecifes de coral (Foo & Asner, 2019).

La restauración de corales en el Caribe se ha centrado principalmente en especies en peligro de extinción con gran importancia estructural y funcional en términos socio-ecológicos, tal es el caso del coral cuerno de alce (*A. palmata*) el cual se encuentra catalogado en peligro crítico de extinción en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (por sus siglas en inglés IUCN-Red List). Esto como resultado de altas pérdidas en cobertura a nivel regional desde hace décadas (Bayraktarov *et al.*, 2020).

Para una restauración de coral exitosa se requiere habilitar y aprovechar procesos ecológicos que impulsan la dinámica de las comunidades en arrecifes de coral de manera que se facilite el establecimiento y el crecimiento de los corales restaurados (Ladd *et al.*, 2018). Por otro lado, se deben de tomar en cuenta interacciones positivas de las especies, como la facilitación trófica, los mutualismos, la facilitación a larga distancia, la dependencia positiva de la densidad, los efectos positivos intrínsecos y los sinergismos entre la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas (Shaver & Silliman., 2017). Se deben tener en cuenta elementos clave para equilibrar factores como la densidad, la diversidad y la identidad de los corales trasplantados, la selección del emplazamiento y el diseño del trasplante para restablecer los procesos de retroalimentación positiva o para interrumpir los procesos de retroalimentación negativa a nivel ecológico con el fin de mejorar el éxito de la restauración. Habilitar dichos procesos ecológicos facilita la restauración del coral (Ladd *et al.*, 2018; Ladd *et al.*, 2019).

I.III Importancia de los peces de arrecifes de coral en la restauración de arrecifes coralinos

Las contribuciones de la ecología trófica son esenciales para la restauración de los corales (Shaver *et al.*, 2017, Ladd *et al.*, 2018; Ladd & Shantz, 2020). Se han identificado ya tres efectos tróficos de gran importancia en sitios de restauración de coral: 1) los efectos de consumidores del arrecife sobre los corales; 2) la heterotrofia de los corales; y 3) los ciclos de nutrientes derivados de los consumidores (Ladd & Shantz, 2020). Es notorio que los peces de arrecife de coral son vitales y están presentes intrínsecamente en dichos efectos tróficos (Seraphim *et al.*, 2020; Hein *et al.*, 2020b; Ladd & Shantz, 2020).

Existen estudios sobre la respuesta temporal de los ensamblajes de peces (Ej. la abundancia y la diversidad) a la restauración del coral (Ladd, *et al.*, 2018; Ladd *et al.*, 2019; Seraphim *et al.*, 2020; Hein *et al.*, 2020b). Una serie de funciones y procesos críticos de los arrecifes son impulsados por los peces, por lo que su recuperación y respuesta en torno a las estructuras de restauración son indicadores clave del éxito (Ladd, *et al.*, 2018; Ladd *et al.*, 2019; Seraphim *et al.*, 2020; Hein *et al.*, 2020b).

Se han realizado estudios sobre diversidad y entidades funcionales en arrecifes coralinos particularmente en peces en tópicos sobre redundancia funcional (Mouillot *et al.*, 2013; Mouillot *et al.*, 2014; Aguilar-Medrano & Calderon-Aguilera, 2016; Aguilar-Medrano & Arias-González, 2018). También, se han recomendado nuevos enfoques y varios posibles alcances potenciales para la ecología funcional de peces de arrecifes coralinos en materia de los tipos de funciones, los procesos ecosistémicos que regulan y los bienes y servicios ambientales que proveen al humano (Villéger *et al.*, 2017). No obstante, a la fecha, no se han aplicado rasgos funcionales a ningún análisis espacio temporal de peces en sitios de trasplantes de restauración coralina.

Las primeras etapas de colonización de los peces después del trasplante de fragmentos de la especie de coral cuerno de ciervo (*Acropora cervicornis*) ha propiciado el aumento de la riqueza de especies de peces y cambios significativos en la composición de la comunidad de peces arrecifales (Opel *et al.*, 2017; Calle-Triviño *et al.*, 2021). Por ejemplo, se observó que la especie de pez loro *Scarus iseri*, es crítica para el mantenimiento del pastoreo en sitios de restauración (Calle-Triviño *et al.*, 2021).

La mejora en complejidad estructural en el componente bentónico es una herramienta de restauración para aumentar el reclutamiento de corales y promueve la presencia de diferentes grupos funcionales de corales y peces (Yanovski & Abelson, 2019). Es considerado que los trasplantes de coral y estructuras que

proporcionan complejidad estructural pueden ser elementos clave en los proyectos de restauración de arrecifes de coral estructuralmente degradados (Yanovski & Abelson, 2019; Hylkema *et al.*, 2020). A su vez, se han implementado técnicas de estaciones de limpieza en función de los conjuntos de peces específicos de cada lugar y durante la fase de cría temprana de corales con la finalidad de facilitar interacciones de sucesión ecológica temprana y aumentar la tasa de sobrevivencia de corales (Frias-Torres & van de Geer, 2015).

La recuperación de las comunidades de peces de arrecife degradadas y en los esfuerzos de restauración deben ser planificados, diseñados y supervisados en función de las necesidades de hábitat de los peces y de la dinámica de la comunidad local (Hein *et al.*, 2020b).

La respuesta positiva a largo plazo de los peces a la restauración del coral no está garantizada y requiere un aumento sustancial de la complejidad estructural, la cobertura de coral y la diversidad de corales del estado original de degradación del arrecife (Hein *et al.*, 2020b, Cortés-Useche *et al.*, 2021). Esta respuesta a la restauración del coral es compleja y hay que tener en cuenta los requisitos de hábitat de las especies de peces, la diversidad, la abundancia y la dinámica en distribuciones específicas de cada lugar, en la planificación y el diseño de los esfuerzos de restauración del coral (Hein *et al.*, 2020b, Seraphim *et al.*, 2020; Cortés-Useche *et al.*, 2021). Sin embargo, los ensamblajes de peces son excelentes indicadores de las condiciones que prevalecen en el ambiente marino.

Existe escasa bibliografía sobre la restauración de los arrecifes y los ensamblajes de peces en sucesiones ecológicas tempranas en siembras de corales producto de programas de restauración (Hein *et al.*, 2020b). Se debe de investigar con amplitud las complejas interacciones entre los arrecifes naturales y los peces, entre ellas las entidades funcionales y sobre la forma en que esto podría complementar los esfuerzos de restauración (Cortés-Useche *et al.*, 2021). Existen especies de peces o grupos funcionales clave que pueden promover, facilitar o inhibir los esfuerzos de restauración y, a su vez, cómo se pueden optimizar los esfuerzos de restauración para mejorar los conjuntos de peces coralinos (Seraphim *et al.*, 2020; Hein *et al.*, 2020b).

II. HIPÓTESIS

Las comunidades de peces arrecifales incrementarán a través del tiempo en riqueza y diversidad funcional debido al incremento de talla de corales en tres sitios de restauración activa del coral *Acropora palmata*.

III. OBJETIVO GENERAL

Identificar la composición de peces arrecifales en sitios de trasplante en programas de restauración del coral cuerno de alce (*A. palmata*).

IV. OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar la riqueza y diversidad funcional de los peces en sitios de trasplante de *A. palmata*.
- Establecer la tasa de crecimiento en colonias de *A. palmata* en los sitios de trasplante.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

V.I Sitio de Estudio

Los sitios de restauración activa *La Palmata* (PA) (20°26'07.5084" N, 87°00'07.5024" W) y *La Francesita* (FR) (20°21'58.8816" N, 87°01'38.5968" W) se encuentran dentro del área natural protegida conocida como Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) declarada desde 1996 por la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). El PNAC cuenta con una extensión de más de 11,987.87 ha (Estrada-Saldívar *et al.*, 2021). El otro sitio *Caletita* (CA) (20°29'39.4836" N, 86°57'53.3340" W) se encuentra en una zona no protegida con influencia directa al PNAC. Posee la presencia de un arrecife costero de intermareal rocoso con presencia de colonias de *A. palmata* (Fig. 1). La profundidad promedio del sitio denominado como *La Palmata* es de 1.5 m; el sitio de FR cuenta con profundidad de 6-7 metros, el sitio de CA cuenta con una profundidad de 1-2 m; este es el único sitio de restauración de corales que tiene presión costera principalmente por pesca, por no

formar parte del polígono del PNAC sino de su zona de afluencia adyacente al polígono. Las tres áreas tienen presión turística en materia de turismo náutico recreativo principalmente buceo y snorkel.

V.II Estructura de trasplante de clusters y cilindros de *A. palmata*

Para el presente estudio se monitorearon 21 fragmentos en cada uno de los tres sitios de trasplante. En el sitio de *La Francesita* se colocaron los fragmentos en cilindros de 15 cm de diámetro x 30 cm de alto y fueron adheridos al sustrato arrecifal con pegamento epóxico marino, metodología propuesta por el programa de restauración de Iberostar Hotels – Wave of Change en alianza con el LEEAC, Cinvestav-Unidad Mérida (Fig. 2a). Por otro lado, el trasplante en los sitios *Caletita* y *La Palmata* liderado por Corales Vivos Cozumel - CONANP fue mediante la creación de *clusters* de cemento fijados al sustrato con cemento mezclado con adhesivo aglutinante náutico de aproximadamente 15 cm de ancho, con la metodología propuesta por *INAPESCA-Unidad Puerto Morelos* (Padilla-Souza *et al.* 2018) (Fig. 2b).

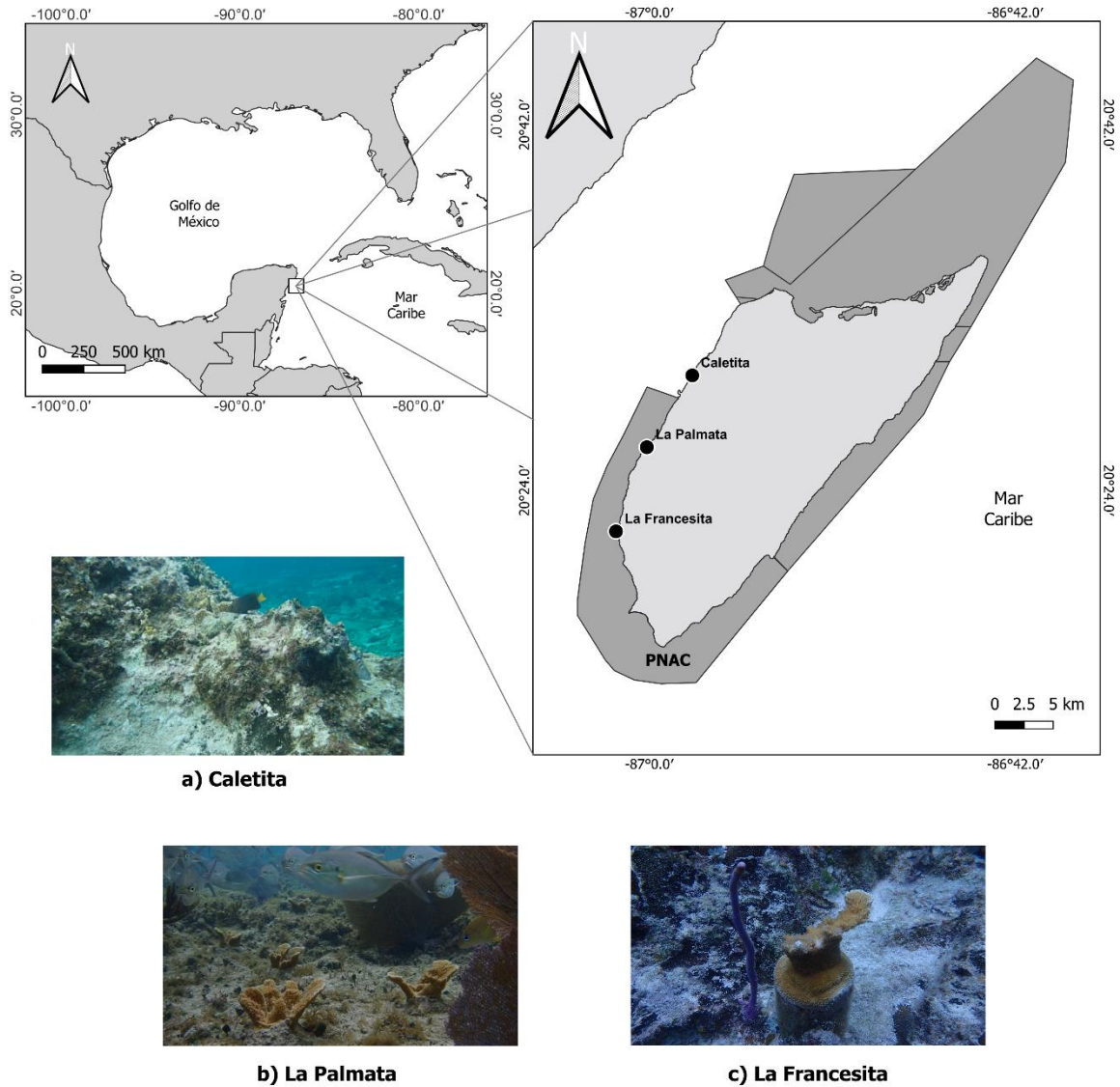


Fig. 1. Sitios de trasplantes de la especie de coral *A. palmata* en programas de restauración en Cozumel. Donde a) *Caletita* y b) *La Palmata* (Corales Vivos Cozumel – CONANP) c) *La Francesita* (LEEAC, Cinvestav Unidad Mérida – Wave of Change, Iberostar Hotels).

V.III Tasa de Crecimiento colonias de *A. palmata*

Las colonias de coral se midieron mediante fotografías de cada colonia dos veces, en proyecciones laterales y superiores, y también se utilizó una regla para la escala, la altura (h), la longitud (l) y el ancho (w). Se estableció el índice de volumen ecológico (Shafir & Rinkevich, 2010) para cada colonia con aproximación a las estructuras de la colonia a la forma de tipo *cluster* o *cilindro* con volumen:

$$V = \pi r^2 h \text{ donde } r = \frac{(1+x)}{4} \quad (1)$$

Sus constantes de crecimiento del volumen ecológico (k), por día, se calcularon mediante la fórmula:

$$E_t = E_0 e^{kt}, \quad (2)$$

proporcionando:

$$k = (\ln E_t / E_0) / t \quad (3)$$

(t = tiempo, en días, valores cero al inicio del estudio) (Shafir & Rinkevich, 2010). Las mediciones de crecimiento de los corales se realizaron cada 15 días por un período de 6 meses (agosto 2011 - enero 2022). Se eligieron fragmentos al azar, los cuales ya se encontraban fusionados en los sitios de siembra cuando se empezó a monitorear el tiempo 0 (E_0) en los sitios del presente estudio.

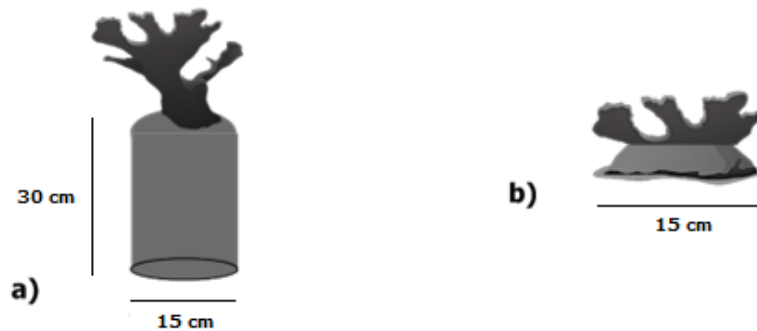


Fig. 2. Estructuras de los programas de restauración de la especie de coral *A. palmata*. Donde: a) Cilindros de concreto por LEEAC, Cinvestav-Unidad Mérida - Iberostar Hotels Wave of Change. b) Clusters por Corales Vivos Cozumel – CONANP.

V.IV Composición y riqueza de comunidades de peces arrecifales

a) Obtención de datos de peces arrecifales

Se realizaron grabaciones de vídeo a distancia en los tres sitios de restauración de corales con tres cámaras fotográficas modelo *Olympus TG-6's Tough* con carcasa submarina *PT-059* en tres secciones de los sitios de trasplante de coral *A. palmata* (Fig. 3). Cada vídeo duró 15 minutos; de ellos, 10 minutos centrales. Esto proporcionó un breve periodo de habituación entre las comunidades de peces

existentes, con la finalidad de no asustar a la fauna al manipular las cámaras de vuelta, se ha observado pequeños cambios en la composición relacionados con la presencia de buzos, se considera que el 3-5 minutos de habituación son satisfactorios para los fines del estudio. (García *et al.*, 2021).

Cada cámara se instaló en un cuatri-pie construido con material de PVC de 25 cm de altura, las extremidades de diámetro de una pulgada se rellenaron parcialmente con cemento gris con arena, para la estabilidad de las cámaras ante las condiciones de corrientes e intermareal.



Fig. 3. Equipo fotográfico y posicionamiento en sitios de trasplantes de los programas de restauración de corales. Donde: a) Olympus TG-6's Though con carcasa submarina PT-059. b) Instalación de cuatri-pies a cámaras Olympus TG-6's Though con carcasa submarina PT-059. c) Transporte de cámaras en el sitio de trasplantes *La Palmata*. d) Posicionamiento de cámaras en sitios de trasplantes de *La Palmata*.

Durante cada censo visual, con snorkel y equipo *SCUBA* se colocaron las cámaras en el sustrato bentónico de los sitios a una distancia mínima de 3 metros para registrar un área de 2 m² señalizada con una cinta durante los primeros segundos (García *et al.*, 2021). A su vez, el objetivo durante el análisis de los videos fue registrar el momento en que cada pez aparece por primera vez en el video, se rellenó una lista de registros de nuevas especies en todos los vídeos. Los censos visuales de peces arrecifales se realizaron cada 15 días en un período de seis meses.

Esto creó una curva de acumulación en el vídeo, se guarda el orden en que las especies aparecieron por primera vez, así como su identidad. Las especies de peces fueron identificadas a nivel especie y familia con guías de identificación (Humann & Deloach, 2014; Robertson & Van Tassell, 2019).

b) Curvas de acumulación de especies de peces arrecifales

Se utilizaron métodos de curvas de rarefacción y extrapolación mediante números de Hill (Chao *et al.*, 2012; Chao *et al.*, 2014) para evaluar cómo el número de vídeos afecta a la riqueza total por sitio.

Para dicho análisis, se utilizó una matriz de incidencia de los tres sitios. Los ajustes generales fueron destinados a la diversidad $q=0$ (correspondiente a riqueza). Se especificó el número de réplica tipo *Bootstrap* a 1000, para calcular los errores estándar. A su vez, se usaron intervalos de confianza al 0.95. Se estableció un valor 0 para la configuración de punto final de cada curva. Por otro lado, los nudos (en inglés *knots*), los cuales son los números enteros que especifican el número de nudos equidistantes entre el primer tamaño de muestra y el punto final fueron de un valor de 1800 (Colwell *et al.*, 2012; Chao & Jost, 2012; Chao *et al.*, 2014). De igual manera, se efectuó complementariamente una rarefacción y extrapolación basadas en la cobertura en las cuales se estandarizan las muestras por su integridad en lugar de por su tamaño (Chao & Jost, 2012).

Los números de Hill para los datos de incidencia representan las diversidades teóricas o asintóticas cuando el número de unidades de muestreo es infinito (Chao, & Jost, 2012; Chao, & Jost, 2015). Así que también se utilizó q_{Δ} y $q_{\Delta}(\infty)$ indistintamente; es decir, $q_{\Delta} = q_{\Delta}(\infty)$. Los números de Hill q_{Δ} para los datos de incidencia se basan en la incidencia relativa en el conjunto. El parámetro q determina la sensibilidad de q_{Δ} a las incidencias relativas. Si todas las probabilidades de incidencia ($\pi^1, \pi^2, \dots, \pi^s$) son idénticas, entonces los números de Hill de todos los órdenes son iguales a la riqueza de especies de la muestra de referencia (Chao *et al.* 2020). El número de Hill q_{Δ} para los datos de incidencia se interpreta como el número efectivo de especies igualmente frecuentes en el conjunto del que se extraen las unidades de muestreo. Es decir, si $q_{\Delta} = y$, entonces la diversidad del ensamblaje es la misma que la de un ensamblaje idealizado con y especies todas de igual probabilidad de incidencia (Chao *et al.*, 2014):

$$q_{\Delta} = \left(\sum_{i=1}^S \left[\frac{\pi_i}{\sum_{j=1}^S \pi_j} \right]^q \right)^{1/(1-q)} \quad q \geq 0 \quad q \neq 1. \quad (4)$$

La Ec. 4 da la riqueza de especies para los datos de incidencia cuando $q = 0$, existe el límite de q_{Δ} cuando q tiende a 1 y da:

$$1_{\Delta} = \lim q_{\Delta} = \exp \left(- \sum_{i=1}^S \frac{\pi_i}{\sum_{j=1}^S \pi_j} \log \frac{\pi_i}{\sum_{j=1}^S \pi_j} \right) \quad (5)$$

Por otro lado, se estimaron los perfiles de diversidad y entropía a través de las tasas de descubrimiento de nuevas especies (Chao & Jost, 2015). Se aplicó un método *bootstrap* para obtener las varianzas aproximadas de perfiles propuestos y construir

los intervalos de confianza asociados. Se utilizó el software *R* paquete *iNEXT* adaptado a una *shinyapp* (Hsieh *et al.*, 2016; Chao *et al.*, 2016) para todas las curvas de diversidad.

c) Análisis multivariante de la varianza a base de permutaciones (PERMANOVA) y Análisis de porcentajes (SIMPER).

Se realizó un análisis PERMANOVA (Análisis multivariante permutado de la varianza) (Gorley & Clarke, 2008; Clarke & Gorley, 2015). Se realizaron con Efectos Aleatorios, sumando cero para términos mezclados y como modelo fijo Sitio x Mes y a su vez, se efectuaron análisis de PERMANOVA pareados con Sitio x Sitio. La Transformación de los datos fue de presencia/ausencia, usando Similitud Bray Curtis, con suma de cuadrados Tipo III (parcial), a 9999 permutaciones.

Por otro lado, se realizaron análisis SIMPER con corte al 100% en los 3 sitios en total por todas las temporadas (agosto 2021 – enero 2022) (Clarke *et al.*, 2014). Dicho análisis fue realizado por especie y familia.

d) Índices de ordenación y diversidad funcional

Se realizaron índices de ordenación y diversidad funcional mediante el paquete de *R*: *mFD* (Magneville *et al.*, 2022). En materia de ordenación, se realizó un análisis de componentes principales (PCoA) (Gower, 1966, Clarke *et al.*, 2014) con los rasgos y entidades funcionales, se asoció a las especies con una correlación de Pearson entre los sitios y se calculó la riqueza funcional de alpha diversidad con los números de Hill mediante el paquete de *R*: *mFD* (Magneville *et al.*, 2022). La riqueza funcional de los peces arrecifales se midió como el volumen dentro del casco convexo que forman todas las entidades funcionales presentes en los tres sitios.

Se usaron los siguientes rasgos funcionales para la creación de las entidades funcionales usados para los índices de diversidad a nivel funcional (Mouillot *et al.*, 2014):

- **Tallas** Tamaño codificado como una variable categórica ordenada con 6 niveles:

1= 0-7cm (S1)

2= 7,1-15cm (S2)

3= 15,1- 30cm (S3)

4= 30,1-50cm (S4)

5= 50,1-80cm (S5)

6= >80cm (S6)

- **Movilidad** (= Alcance del hogar) codificada como una variable categórica ordenada, 3 niveles:

1= Sedentario (Sed)

2= Móvil dentro de un arrecife (Mob)

3= Muy móvil, es decir, entre arrecifes (VMob)

- Período de **Actividad** codificado como una variable categórica ordenada, 3 niveles:

1= Diurno (Day)

2= Diurno y nocturno (Both)

3= Nocturno (Night)

- **Escuelas** codificada como una variable categórica, 5 niveles:

1= Solitario (Sol)

2= En pareja (Pair)

3= Grupo pequeño (SmallG)

4= Grupo mediano (MedG)

5= Grupo grande (LargeG)

- **Posición** en la columna de agua codificada como una variable categórica ordenada, 3 niveles:

1= Fondo (Bottom)

2= Por encima del fondo (Low)

3= Pelágico (High)

- **Dieta** codificada como una variable categórica, 7 niveles:

- HD= Herbívoros-detrívoros (materia orgánica no definida, a menudo agrupada por muchos autores bajo el nombre de detritus y/o materia vegetal no definida, césped o algas filamentosas).
- HM= Herbívoros de macroalgas (grandes algas carnosas y pastos marinos).
- IS= Invertívoros sésiles (invertebrados sésiles: corales, esponjas, ascidias, entre otros).
- IM= Invertívoros móviles (grandes invertebrados bentónicos + pequeños invertebrados bentónicos + invertebrados no definidos).
- PK= Planctívoros (plancton y pequeños organismos que migran en la columna de agua, como muchos copépodos bentónicos, anfípodos, larvas de crustáceos, etc. que migran en la columna de agua por la noche).
- FC= Macroorganismos pelágicos (grandes organismos que viven en la columna de agua, normalmente peces y cefalópodos) y peces bentónicos.
- OM= Omnívoros (herbívoros y/o detritívoros y carnívoros).

Se calculó la redundancia funcional (*FRed*), la vulnerabilidad funcional (*FVuln*) y la sobre-redundancia funcional (*FOred*) para cada sitio. Donde *S* es el número total de especies en los sitios, *FE* el número total de entidades funcionales y n_i el número de especies en las *FE* *i*:

$$FRed = \frac{\sum_{i=1}^{FE} n_i}{FE} = \frac{S}{FE} \quad (6)$$

$$FVuln = \frac{FE - \sum_{i=1}^{FE} \min(n_i - 1, 1)}{FE} \quad (7)$$

$$FOred = \frac{\sum_{i=1}^{FE} [\max(n_i, FRed) - FRed]}{S} \quad (8)$$

Los nueve índices de alfa-diversidad funcional multidimensional (Magneville *et al.*, 2022) utilizados fueron enlistados en el Anexo 5. A su vez, se calculó la generalización de los números de Hill para la diversidad funcional alpha, con un marco similar al de Jaccard y Sørensen para la diversidad taxonómica. (Chao & Ricotta, 2019; Chao *et al.*, 2019; Chao *et al.*, 2020). Es decir, los números de Hill, parametrizados por un orden de diversidad *q* (donde *q* controla los pesos de las abundancias relativas de las especies), abarcan las tres medidas de diversidad más útiles: la riqueza de especies (diversidad de orden *q* = 0), la diversidad de Shannon (*q* = 1, es decir, el exponente de la entropía de Shannon) y la diversidad de Simpson (*q* = 2, es decir, la inversa del índice de concentración de Simpson; Chao *et al.*, 2014).

VI. RESULTADOS

VI. I Crecimiento de colonias de *A. palmata* en sitios de trasplante

Se evaluó el índice ecológico de 63 colonias de corales compuestas por fragmentos en los tres sitios de trasplante. La especie *A. palmata* respondió diferente a las condiciones ambientales específicas y al tipo de trasplante de cada sitio.

En el sitio de PA presentó el volumen ecológico promedio más alto a través del tiempo a lo largo de seis meses (agosto 2021 – enero 2022) con valores de $E_0=76.82 \text{ cm}^3 \pm 4.31 \text{ EE}$ y $E_t=349.71 \text{ cm}^3 \pm 26.08 \text{ EE}$. El sitio de FR (La Francesita) presentó el volumen ecológico promedio con menor incremento a lo largo de los seis meses (agosto 2021 – enero 2022) con valores de $E_0=128.87 \text{ cm}^3 \pm 32.52 \text{ EE}$ y $E_t=132.46 \text{ cm}^3 \pm 29.05 \text{ EE}$. (Fig. 4; Tabla 1).

El porcentaje de supervivencia durante el periodo de estudio en CA y PA fue de un 100%, mientras que en FR fue de 95%. La tasa de crecimiento constante (TCC) fue mayor en PA (2.82% al día) y CA (2% al día) respectivamente; por otro lado, FR obtuvo el porcentaje más bajo (0.02% al día).

Los sitios PA y CA fueron sitios a profundidad somera (<4 m) fueron los sitios con mayor volumen ecológico final; y el sitio de FR fue un sitio a mayor profundidad (>5 m) el cual presentó menores tasas de volumen ecológico final.

Tabla 1. Características específicas de colonias de *A. palmata* en sitios de trasplante de restauración de coral a lo largo de seis meses (agosto 2021 - enero 2022). Donde: CA = *Caletita*; PA = *La Palmata*; FR = *La Francesita*; No. = número de colonias; EE = error estándar; V = promedio de volumen ecológico calculado; K= constante; TCC = tasa de crecimiento constante; S = supervivencia.

Sitio	No.	Días	Medidas promedio (cm±EE)			Profundidad (m)	V (cm ³)	K ± EE	TCC (%/d)	S (%)
			Largo	Ancho	Altura					
CA	21	0	6.57±0.25	5.95±0.18	5.23±0.32	2-3 m	50.28±4.31	0.0093±0.0004	2	100
		167	10.14±0.13	9.90±0.14	9.57±0.24		225.23±9.30			
PA	21	0	8.05±0.22	7.29±0.26	5.62±0.23	1-2 m	76.83±4.31	0.0105±0.0005	2,82	100
		169	12.67±0.20	12.09±0.27	13.10±0.30		349.71±26.08			
FR	21	0	7.24±0.68	7.12±0.69	6.62±0.66	9-12 m	128.87±32.52	0.0004±0.0010	0,02	95
		139	7.5±0.68	7.48±0.71	6.45±0.70		132.46±29.05			

Índice de Volumen Ecológico *A. palmata*

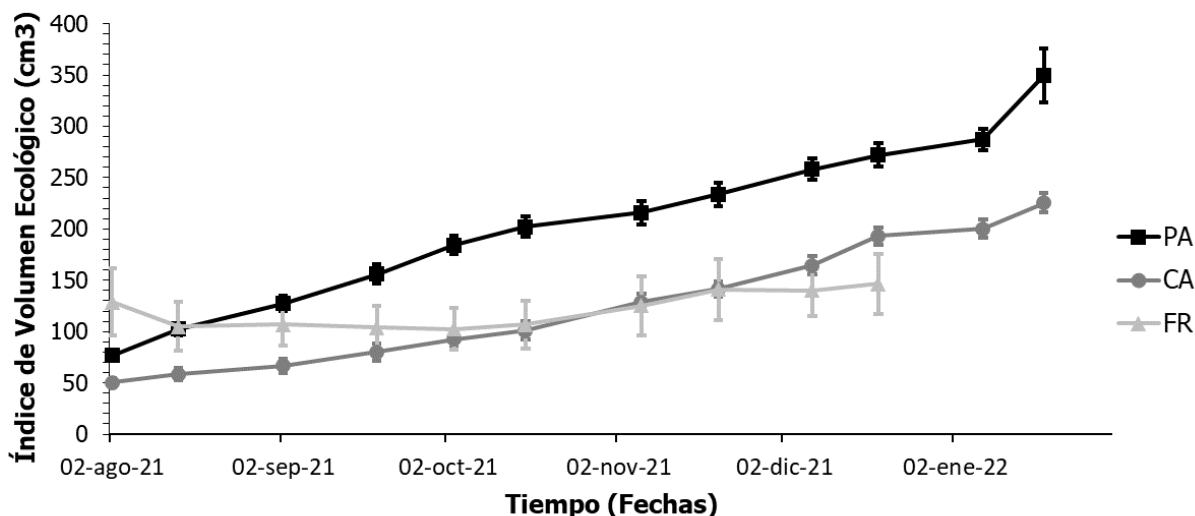


Fig. 4. Monitoreo de valores de volumen ecológico promedio calculados con \pm EE (Error Estándar) de *A. palmata* en tres sitios de trasplante de restauración de corales. Donde: PA = *La Palmata* (n = 21); CA = *Caletita* (n = 21); y FR = *La Francesita* (n = 21).

VI. II Curvas de rarefacción/interpolación, estimación de diversidad y perfiles de entropía con números de Hill

Se crearon curvas de riqueza de especies ($q = 0$) de peces arrecifales basadas en el tamaño (Fig. 5a) y en integraciones basadas en la cobertura (Fig. 5b) de la muestra (interpolaciones). La extrapolación de las curvas (predicción) representó un método de estandarización unificado para cuantificar y comparar la riqueza de especies en los tres sitios (Anexo 1 & 2).

La menor riqueza total observada en las curvas de acumulación de riqueza fue en CA con 50 especies observadas, FR obtuvo la mayor con 78 especies de peces presentes. El menor valor del estimador de cobertura de la muestra fue en el Sitio de FR con un valor de 98% (Tabla 2; Fig. 5).

Tabla 2. Información básica de los datos de las curvas de acumulación de riqueza de peces arrecifales (Interpolación/Extrapolación - iNEXT). Donde: T = número de unidades de muestreo observadas en la muestra de referencia (tamaño de la muestra para los datos de incidencia); U = incidencia total en la muestra de referencia; S.obs = número de especies observadas; C.hat = estimador de la cobertura de la muestra sugerido por Chao *et al.*, (2013); Q1-Q10 = los diez primeros recuentos de la frecuencia de incidencia de las especies en la muestra de referencia. PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

Sitio	T	U	S.obs	C.hat	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	Q10
CA	987	987	50	0.999	1	2	2	4	2	0	2	4	0	2
PA	1549	1549	65	0.993	11	6	6	2	1	1	4	3	1	2
FR	900	900	78	0.980	18	5	4	6	2	3	1	3	3	0

Los perfiles de diversidad estimados cuando $q = 0$, en CA fueron de 50 (± 3 EE) especies; en FR fueron 110 ($21 \pm EE$) especies; y en PA 75 (± 11 EE) especies, respectivamente (Fig. 6a). Las entropías estimadas cuando $q = 0$, en CA fueron de 49 (± 3 EE) especies; en FR fueron 109 ($21 \pm EE$) especies; y en PA 74 (± 11 EE) especies, respectivamente (Anexo 3).

A su vez, los perfiles de diversidad empíricos cuando $q = 0$, en CA fueron de 50 (± 1 EE) especies; en FR fueron 78 (± 3 EE) especies; y en PA 65 (± 2 EE) especies, respectivamente (Fig. 6b). Las entropías empíricas cuando $q = 0$, en CA fueron de 49 (± 1 EE) especies; en FR fueron 77 ($3 \pm EE$) especies; y en PA 64 (± 2 EE) especies, respectivamente (Anexo 3).

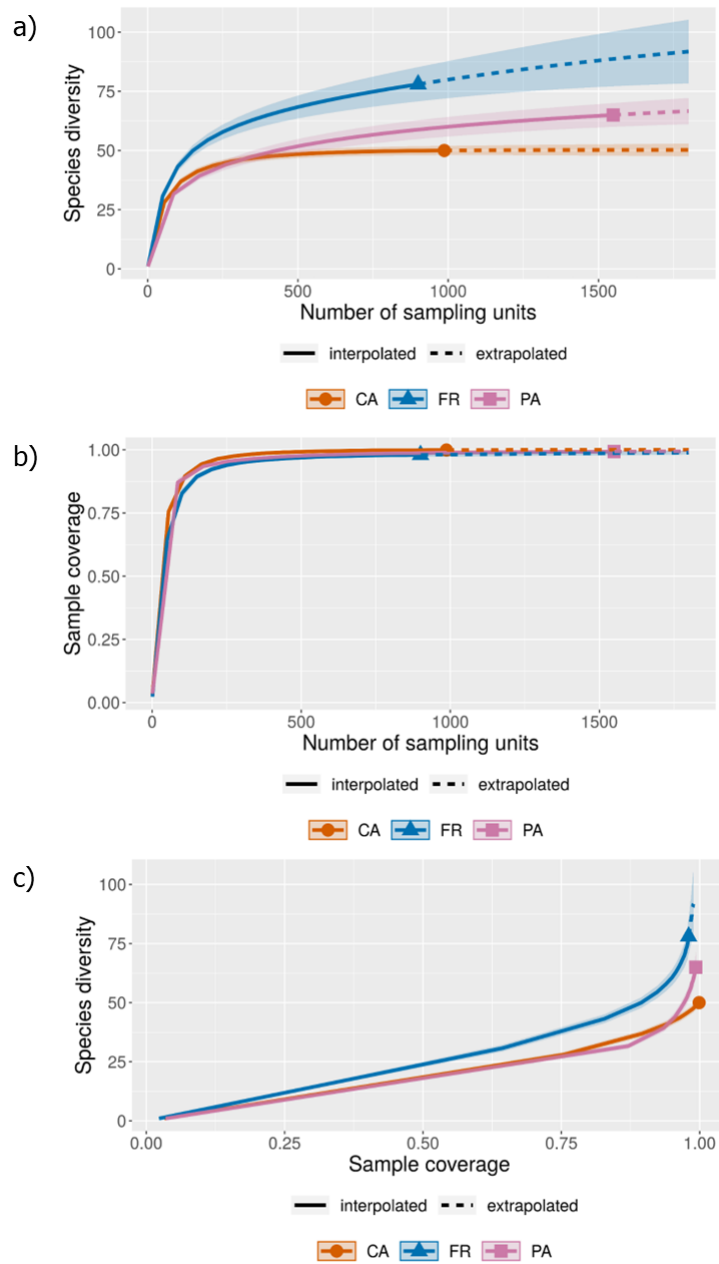


Fig. 5. Curva de muestreo de rarefacción y extrapolación de riqueza ($q = 0$) de especies de peces arrecifales basada en el tamaño de la muestra (a) y basado en la cobertura de la muestra (b, c) en tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

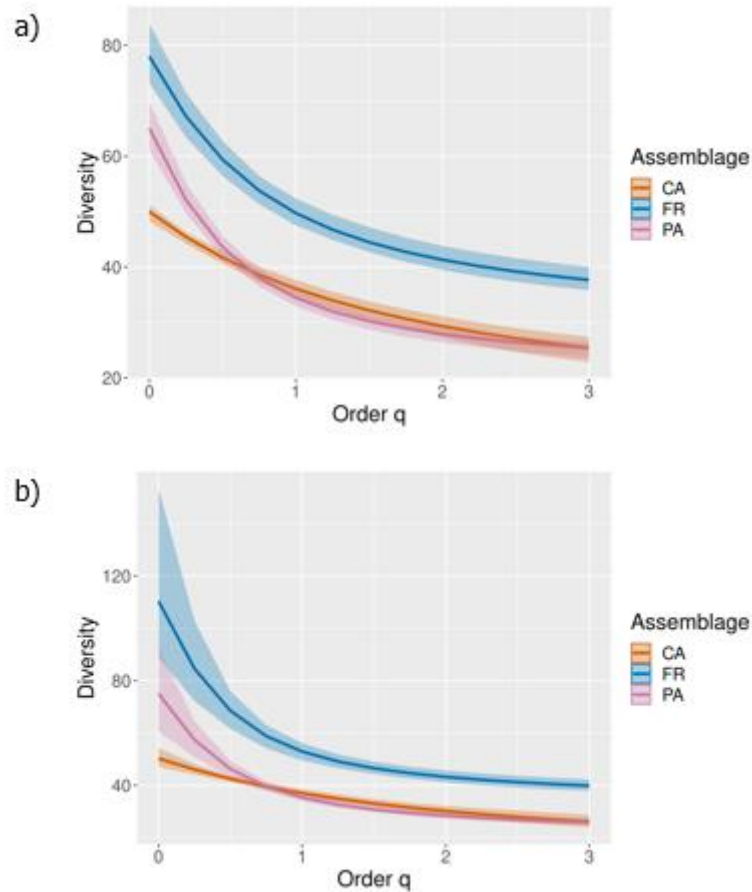


Fig. 6. Perfiles de diversidad estimados (a) y perfiles de diversidad empíricos (b) de peces arrecifales para q entre 0 y 3 con un intervalo de confianza del 95% (áreas sombreadas basadas en método de *bootstrap* de 1000 réplicas) en tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: PA = *La Palmata*; CA = *Caletita*; y FR = *La Francesita*.

VI. III Variación de riqueza y diversidad funcional de peces entre sitios

Por un lado, el análisis general de varianza de riqueza de especies de peces no mostró variación por mes (valor $p < 0.6447$), y por MesxSitio (valor $p = 0.7606$). Por otro lado, entre Sitios existió variación de riqueza de especies ($p < 0.001$) (Tabla 3). A su vez, se realizó un análisis de PERMANOVA pareado *a posteriori* entre Sitios; y se observó que existió variación de riqueza de especies entre CA x PA ($p < 0.001$), CA x FR ($p < 0.001$), y PA x FR ($p < 0.001$), respectivamente (Tabla 4).

Tabla 3. Análisis PERMANOVA General de riqueza de especies de peces arrecifales por Sitio, Mes, y MesxSitio. Donde: Df = grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = media de cuadrados; Pseudo-F: coeficiente de Pseudo-F; P(Perm) = valores de p permutacionales; Niveles de significancia: * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001.

Fuente	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones únicas
Mes	5	7115.8	1423.2	0.89	0.6447	9867
Sitio	2	1.12E+05	55762	34.20	0.0001***	9889
MesxSitio	8	12924	1615.6	0.89	0.7606	9820
Residuales	236	4.32E+05	1829.9			
Totales	251	5.69E+05				

Tabla 4. Análisis de comparaciones PERMANOVA pareado de riqueza de especies de peces arrecifales entre Sitios. Donde: t= valor de t; P(Perm) = valores de p permutacionales; Niveles de significancia: * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001.

Grupos	t	P(perm)	Permutaciones únicas
CA x PA	5.77	0.001**	9358
CA x FR	5.34	0.003**	9713
PA x FR	6.49	0.002**	9744

Las familias con mayor presencia en cuanto a porcentajes entre sitios fueron la familia: Labridae, Pomacentridae, Chaetodontidae, Scaridae, Acanthuridae, Carangidae; y Haemulidae (Fig. 7). Las especies con más presencia en el sitio CA fueron *Thalassoma bifasciatum* (19.72%), *Stegastes partitus* (12.96%); *Halichoeres radiatus* (7.66%); *Stegastes planifrons* (5.97%); *Chaetodon capistratus* (5.12%) y *Abudefduf saxatilis* (4.71%). En el sitio de PA fueron *Thalassoma bifasciatum* (14.67%); *Gerres cinereus* (7.39%); *Caranx ruber* (6.82%); *Chaetodon capistratus* (6.58%); *Sparisoma aurofrenatum* (6.42%); y *Haemulon flavolineatum* (5.54%). En el sitio de FR se encontraron principalmente *Stegastes planifrons* (6.61%); *Chromis cyanea* (6.24%); *Stegastes partitus* (5.63%); *Sparisoma aurofrenatum* (5.48%); *Thalassoma bifasciatum* (5.36%); y *Caranx ruber* (5.35%) (Anexo 4).

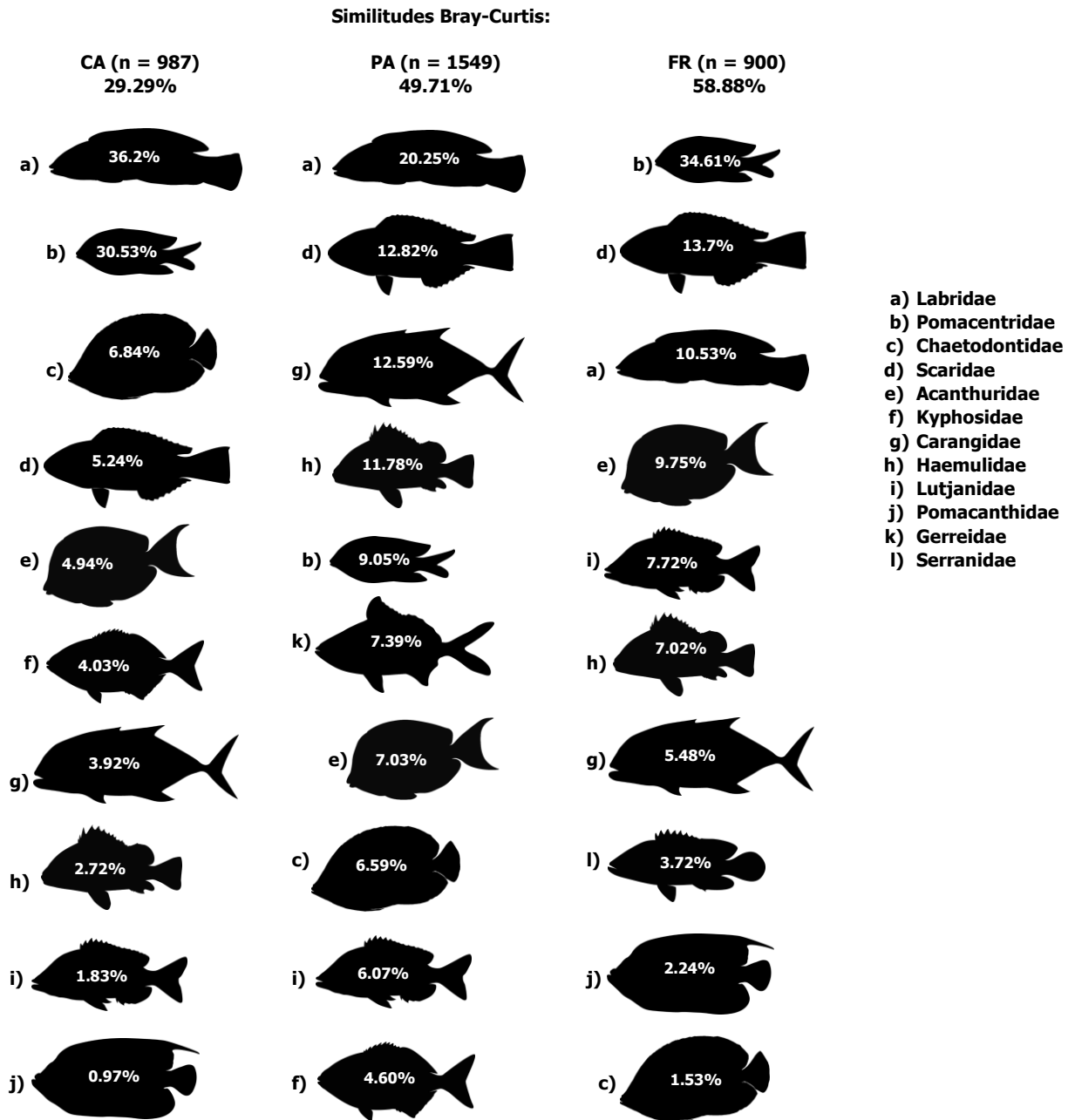


Fig. 7. Análisis SIMPER de familias de peces representativas de 94 especies identificadas en los tres sitios de trasplante de corales. Donde: a) Labridae; b) Pomacentridae; c) Chaetodontidae; d) Scaridae; e) Acanthuridae; f) Kyphosidae; g) Carangidae; h) Haemulidae; i) Lutjanidae; j) Pomacanthidae; k) Gerreidae; y l) Serranidae. CA = Caletita; PA = La Palmata; y FR = La Francesita.

Se obtuvo un total de 67 entidades funcionales entre los tres sitios (Anexo 4,6-7). La mayor cantidad de entidades funcionales (56) de peces arrecifales se obtuvieron en FR; seguida de PA con 50, y la menor cantidad de entidades funcionales se obtuvieron en CA (39). La cantidad de riqueza de especies fue proporcionalmente positiva con la cantidad de entidades funcionales (Tabla 5). Los índices de diversidad funcional fueron diversos y presentaron cierta similitud entre sí (Fig. 8; Tabla 5). Los índices de ordenación y diversidad funcional variaron entre sitio.

El sitio con mayor **FRed** fue FR (1.39), y el que tuvo menor fue CA (1.28). El sitio que presentó mayor porcentaje de **FOred** fue FR (22%), y el que obtuvo menor fue CA (17%). El valor de **FVuln** de CA y FR fue similar (79%), mientras que en PA fue de 78% (Fig. 8).

El sitio que presentó el mayor valor de **FDis** fue PA (70%) y la menor fue FR (65%). La mayor **FMPD** se obtuvo en PA (63%), mientras que en CA y FR su valor fue 59%. El valor de **FNND** fue mayor en CA (37%), y menor en FR (29%). El valor de **FEve** con mayor porcentaje fue en CA (56%), y la menor fue en PA (38%). La mayor **FRic** fue en PA (90%), la menor fue en CA (58%). De la misma manera, la mayor la **FDiv**, se obtuvo en PA (82%), y la menor fue en CA (80%). El valor de **FOri** fue mayor en PA (30%), y menor en FR (25%), así como el mayor valor de **FSpe** se obtuvo en PA (50%), y la menor en FR (47%). La alpha diversidad mediante números de Hill (FD q0, q1, q2); **FD q0** y **q1** fue mayor en FR (7.67 y 5.58, respectivamente), y menor en CA (6.53 y 5.32, respectivamente). La mayor **FD q2** se observó en PA (4.84); y la menor en FR (4.57) (Tabla 5).

Tabla 5. Resumen de índices de ordenación y diversidad funcional. Donde: CA = *Caletita*, PA= *La Palmata* y FR= *La Francesita*; r = riqueza de especies; FE = número de entidades funcionales; FRed = redundancia funcional; FOred = sobre-redundancia funcional; Fvuln = vulnerabilidad funcional; FDis = dispersión funcional; FMPD = distancia media funcional por pares; FNND = distancia media funcional del vecino más cercano; FEve = homogeneidad funcional; FRic = riqueza funcional; FDiv = divergencia funcional; FOri = originalidad funcional; FSpe = especialización funcional; FD q0, q1, y q2 = Alpha-Diversidad Funcional No. de Hill; fide = gradiente de identidad funcional; PC = componente principal.

Sitio	r	FE	FRed	FOred	FVuln	FDis	FMPD	FNND	FEve	FRic	FDiv	FOri	FSpe	FD q0	FD q1	FD q2	fide PC1	fide PC2
CA	50	39	1.28	0.17	0.79	0.68	0.59	0.37	0.56	0.58	0.80	0.27	0.48	6.53	5.32	4.62	-0.05	0.00
PA	65	50	1.30	0.18	0.78	0.70	0.63	0.32	0.38	0.90	0.82	0.30	0.50	6.58	5.44	4.84	-0.04	0.06
FR	78	56	1.39	0.22	0.79	0.65	0.59	0.29	0.42	0.78	0.81	0.25	0.47	7.67	5.58	4.57	-0.04	0.02

La figura 8 muestra la ordenación (PCoA) gráficamente de las entidades funcionales de **FRic** en ejes de ordenación calculados en 4D en los tres sitios. PA obtuvo el valor mayor con el 0.902 (90%), seguido de FR con 0.783 (78%), y CA con 0.578 (58%) del total de las especies englobadas en las entidades funcionales (Fig. 8).

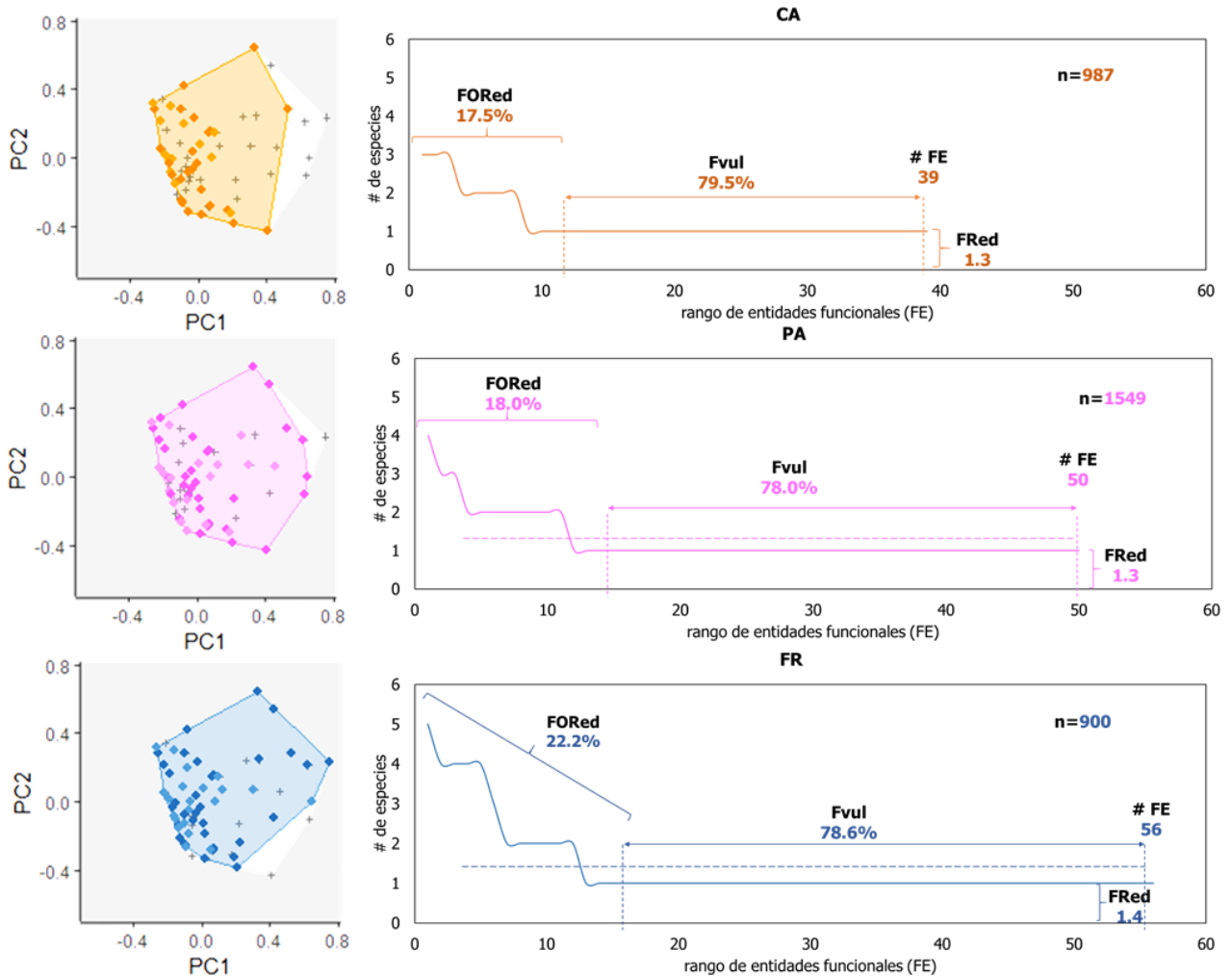


Fig. 8. Ordenación de índice de riqueza funcional (PCoA) y análisis de identidades funcionales de tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: FOred = sobre-redundancia funcional; Fvuln = vulnerabilidad funcional; FRed = redundancia funcional; CA = *Caletita* (naranja); PA = *La Palmata* (rosa); y FR = *La Francesita* (azul). El número de entidades funcionales (#FE) presentes en cada fauna se muestra en la parte inferior derecha de la distribución. La redundancia funcional (FRed) (es decir, el número medio de especies por entidad funcional) se ilustra con la línea horizontal discontinua, y el valor se proporciona en el margen derecho del panel. La vulnerabilidad funcional (es decir, el porcentaje de entidades funcionales que tienen una sola especie) se ilustra mediante la línea horizontal de color con flechas. La sobre-redundancia funcional (FOred) se ve reflejada con los corchetes y es la sobrerrepresentación en pocas entidades funcionales (FE) que está desproporcionadamente empaquetada.

VII. DISCUSIÓN

VII. I Volumen ecológico de *A. palmata*

Los procesos y patrones de calcificación, al igual que las tasas de crecimiento están controlados y modificados en gran medida por factores ambientales. (Shinn, 1966). Se consideró que la tasa de crecimiento y volumen ecológico promedio de monitoreo espacio temporal de colonias trasplantadas de *A. palmata* fue variable entre sitios debido a la heterogeneidad de estos y a la técnica activa de restauración utilizada (Tabla 1; Fig. 4).

Una de las tasas de crecimiento más altas del Caribe de *A. palmata* se encuentran en Curaçao, ($\pm 9 \text{ cm yr}^{-1}$) (Bak *et al.*, 2009). Se han evaluado colonias de corales con volumen ecológico del género *Acropora* en el Mar Rojo (Shafir & Rinkevich, 2010). Sin embargo, para *A. palmata* los valores promedio de volumen ecológico (Tabla 1) serían los primeros en la Región del Caribe con la metodología de fragmentación.

El gradiente de profundidad entre sitios puede ser un factor determinante para la tasa de crecimiento y volumen ecológico estimado, debido a que *A. palmata* se encuentra en aguas poco profundas, generalmente entre 1 y 20 m de profundidad en promedio (Grodsky & Jeon, 2009; Hibbert *et al.*, 2018). Sin embargo, su rango de profundidad varía. Se han documentado colonias adultas a 40 m de profundidad (Hibbert *et al.*, 2018).

Por otro lado, la técnica de restauración para trasplante usado pudo haber influenciado en las tasas de crecimiento observadas (Vaughan, 2021); en PA y CA se realizó la metodología de fragmentación por clusters y en FR se realizó la metodología implementada por Wave of Change Iberostar Hotels and Resorts a base de cilindros (Fig. 2).

Para evaluar mejor la tasa de crecimiento de *A. palmata* entre los sitios y los factores que afectan la tasa de crecimiento y volumen ecológico, es recomendable que se mida y determine la abundancia de alimento disponible, la saturación de oxígeno y dióxido de carbono, la luz, temperatura y la sedimentación y/o otros efectos oceanográficos como el oleaje (Bak, 1983).

VII. II Curvas de acumulación de especies: números de Hill

La implementación de realizar curvas de diversidad a base de rarefacción y la extrapolación tienen como objetivo realizar comparaciones justas entre muestras

incompletas (Chao *et al.*, 2014). La rarefacción y la extrapolación basadas en el tamaño de la muestra, en las que todas las muestras están estandarizadas a un tamaño igual, proporcionan información de muestreo útil para un rango de tamaños (Hsieh & Chao, 2016).

Las curvas de rarefacción e interpolación de riqueza de especies fueron variables en los sitios debido principalmente a los tamaños de muestra (Fig. 5). En FR, por ejemplo, se requiere un mayor número de muestras para que la curva tenga más ajuste; sin embargo, es el sitio que presenta más riqueza de especies absolutas (q_0); se requiere incrementar la cobertura de la muestra para que incremente el valor sugerido por Chao *et al.*, (2013). Todos los sitios de trasplante mostraron diferencias de riqueza de especies basadas en la cobertura de la muestra.

La rarefacción y la extrapolación basadas en la cobertura, en las que todas las muestras se estandarizan a una cobertura igual, garantiza que se está comparando muestras de igual integridad en una gama de coberturas (Chao *et al.*, 2014). Los dos tipos de curvas de riqueza de especies (basadas en el tamaño de la muestra y en la cobertura de la muestra) si se producen cruces, para la riqueza de especies, el método basado en la cobertura es siempre más eficiente (requiere tamaños de muestra más pequeños en cada ensamblaje) que el método tradicional para detectar cualquier punto de cruce específico (Chao *et al.*, 2014; Hsieh & Chao, 2016). En conjunto, estos dos tipos de curvas permiten hacer inferencias más sólidas y detalladas sobre los conjuntos muestreados. Lo anterior proporciona un marco de muestreo unificado para los estudios de diversidad de especies de peces entre los sitios de trasplante de coral de *A. palmata* y permite realizar comparaciones objetivas (Coldwell *et al.*, 2012; Chao *et al.*, 2014, Hsieh & Chao, 2016; Chao *et al.*, 2020).

Las entropías y los perfiles de diversidad observadas y estimadas en los sitios dependen intrínsecamente de las curvas tamaño de la muestra y de la cobertura de esta. Por este motivo se construyeron curvas de acumulación de entropía y diversidad con datos de incidencia múltiple (Chao & Jost, 2013; Chao & Jost, 2015).

Diferentes simulaciones han demostrado que los perfiles de diversidad propuestos mejoran los perfiles de diversidad empíricos para todos los valores de q desde 0 hasta $q = 3$; la mejora puede ser sustancial cuando hay muchas especies no detectadas en las muestras (Chao & Jost, 2015). Los datos de curvas de diversidad y entropía de peces en los tres sitios de trasplante demuestran que las comparaciones basadas en los perfiles de diversidad empíricos y estimados pueden llevar a respuestas contrastadas. Las simulaciones y la teoría demuestran que la respuesta más válida estadísticamente y más precisa la da el método estimado (Chao & Jost, 2013; Chao & Jost, 2015).

VII. III Ensamblajes de peces: riqueza y diversidad funcional de peces entre sitios

Se han documentado especies dominantes en las familias Pomacentridae (ej. *A. saxatilis*, *S. partitus*, *S. leucostictus*, *S. diencaeus*, *M. chrysurus*), Labridae (ej. *H. garnoti*, *H. bivittatus*, *H. maculippina*, *T. bifasciatum*) y Scaridae (ej. *S. viride*, *S. aurofrenatum*, *S. vetula*, *S. taeniopterus*, *S. rubrippine*) con presencia en microhábitats importantes en procesos de reclutamiento de los peces en arrecifes a pequeña escala (Villegas-Hernandez *et al.*, 2022). En el presente estudio, las familias y especies anteriores fueron las que obtuvieron mayor presencia (Anexo 4) y se demuestra que los trasplantes podrían ser microhábitats idóneos para posible reclutamiento o residencia de estas especies (Villegas-Hernandez *et al.*, 2022).

Los bancos de peces residentes de la familia Haemulidae, Lutjanidae y Carangidae pueden estimular el crecimiento de colonias de coral de *A. palmata* adultas, mediante la proporción de retroalimentaciones en la cadena trófica y en procesos residuales de ciclos biogeoquímicos (ej. compuestos nitrogenados), lo anterior podría afectar a la tasa de crecimiento de las colonias trasplantadas (Meyer & Schultz, 1985; Seraphim, *et al.*, 2020). En el sitio de PA hubo presencia de estas familias de peces y esto probablemente afecte la tasa de crecimiento y volumen ecológico promedio de las colonias (Meyer & Schultz, 1985). Sin embargo, se requieren estudios biogeoquímicos de las especies durante programas de monitoreo de mediano/largo plazo para poder cuantificar los potenciales impactos de nutrientes expelidos por los peces (Fig. 7). De igual manera se requiere monitoreo de un aumento sustancial de la complejidad estructural, la cobertura de coral y la diversidad de corales con respecto al estado original del arrecife degradado (Hein *et al.*, 2020b), con el fin de poder obtener conclusiones del efecto que los peces puedan tener en el crecimiento de corales en las zonas de trasplante de coral.

Entre las interacciones tróficas entre corales y peces que podrían usarse para optimizar los ensamblajes en sitios de trasplante de corales a nivel trófico destacan: crear complejidad de hábitat, rol de herbivoría, la provisión de nutrientes; procesos de coralivoría, y peces depredadores (Seraphim *et al.*, 2020). A su vez, la presencia de los ensamblajes y especies de peces se debe a la disponibilidad de refugio (Hylkema *et al.*, 2020).

En este sentido son necesarios programas de restauración e investigación bien diseñados para identificar los diseños de restauración que probablemente impulsen la abundancia, la biomasa y la diversidad de las comunidades de peces de arrecife, y/o aumenten la pesca de las especies objetivo para la seguridad alimentaria (Hein *et al.*, 2020a). A su vez, la respuesta de los peces a la restauración del coral es compleja y es necesario tener en cuenta sistemáticamente los requisitos de hábitat

de las especies de peces, la diversidad específica del lugar, la abundancia y la dinámica de distribución en la planificación y el diseño de los esfuerzos de restauración del coral (Hein *et al.*, 2020b).

Recientemente los enfoques de estudio en materia de riqueza e índices de diversidad funcional en peces se han centrado en las consecuencias de los cambios ecológicos a diversas escalas espacio temporales hacia servicios ecosistémicos (Moulliot *et al.*, 2013, Villéger *et al.*, 2017). Los impactos antrópicos son influenciados por factores abióticos que a su vez modifican y regulan las comunidades de peces a diversos niveles de diversidad (ej. funcional, taxonómica y filogenética). Por lo tanto, la evaluación de las relaciones entre la diversidad es necesaria para comprender cómo la evolución moldeó y moldeará la actual diversidad de rasgos entre los linajes (Villéger *et al.*, 2017), evaluar componentes a nivel trófico (Ladd & Shantz, 2020; Seraphim *et al.*, 2020) en los sitios de trasplante de corales de los programas de restauración socio-ecológica (Hein *et al.*, 2020).

Los índices obtenidos fueron extremadamente variables, en muchos de los casos similares y en ocasiones incongruentes entre sí; debido principalmente al enfoque experimental ecológico propuesto a nivel exploratorio y enfoque metodológico de modelación de cada índice basados en espacios multidimensionales (Leps *et al.*, 2006; Mouchet *et al.*, 2010). Debido a esta cuestión, se requiere organizar métricas de diversidad funcional desde el punto de vista teórico y práctico para preguntas o incógnitas ecológicas específicas (Mammola *et al.*, 2021) en programas de restauración de corales. No obstante, se realiza una descripción de lo que significa la variación de cada índice.

Una **FRic** baja indicaría que hay una reducción en la productividad del ecosistema, ya que hay recursos que no están siendo explotados (Mason *et al.*, 2005), tal es el caso de CA el cual es el sitio de trasplante que tiene más impactos antrópicos (Fig. 9a). Un alto nivel de **FRic** en el sitio de PA indica que existe una gran variedad de especies que desempeñan diferentes funciones en el ecosistema, lo que puede ser importante para la salud y la resistencia de ese ecosistema (Moulliot *et al.*, 2013).

El sitio de PA obtuvo el valor de **FSpe** alto, por lo tanto, hay una mayor distancia media entre especies y un mayor número de especies especialistas (Moulliot *et al.*, 2013). En contraste, un **FSpe** bajo indica que las especies son generalistas con rasgos funcionales más flexibles o adaptables, lo cual es notorio en el sitio de FR (Fig. 9c).

La **FDiv** equivale a una alta diferenciación de nicho de la especie dominante y, por tanto, a un uso más eficiente de los recursos, lo que podría reducir la competencia (Mason *et al.*, 2005). Los valores altos entre los sitios sugieren que las especies en cada sitio tienen rasgos funcionales distintos y no se solapan en el espacio funcional.

Valores de **FDis** bajos equivalen a rasgos de la comunidad de peces más homogéneas, con mayor competencia y menor diversidad funcional (Kulbicki *et al.*, 2013). Tal fue el caso de FR (Fig. 9c). Un índice de **FDis** más alto como el del sitio PA, indica que en la comunidad hay un conjunto diverso de especies con rasgos funcionales diferentes (Laliberté & Legendre 2010). Aunque los valores entre sitios fueron similares, lo que sugiere que los rasgos funcionales en las comunidades dentro de cada sitio son homogéneos.

El sitio PA con un menor valor de **FEve** podría aumentar la oportunidad para el establecimiento de especies invasoras y reducir la productividad (Mason *et al.*, 2005), ya que un nicho funcional puede estar ocupado, pero no totalmente utilizado e indica que los rasgos funcionales están desigualmente distribuidos (Fig. 9b). CA que obtuvo el valor más alto de **FEve** e indica que las especies de la comunidad tienen rasgos funcionales similares (Villéger *et al.*, 2008).

El valor menor de **FOri** en FA, demuestra que las especies son funcionalmente más similares y aisladas (Mouillot *et al.*, 2008; Buisson *et al.*, 2013), y podría deberse a la pérdida de especies con un conjunto de rasgos funcionales únicos ya que los rasgos funcionales están desigualmente distribuidos (Brandl *et al.*, 2016). El valor de **FOri** más alto en PA, indica que las especies de la comunidad tienen rasgos funcionales similares, existe conectividad, y flujo de materia (Mouillot *et al.*, 2013).

El valor de **FMPD** más bajo fue observado en FR/CA en comparación de PA, y esto indica que las especies de la comunidad son funcionalmente similares entre sí, mientras que un valor de **FMPD** alto indica que las especies tienen rasgos funcionales distintos y que no se solapan (Weiher *et al.*, 1998).

El sitio de FR obtuvo el valor de **FNND** más bajo lo que indica que las especies de la comunidad son funcionalmente similares entre sí, mientras que el **FNND** más alto observado en CA indica que las especies tienen rasgos funcionales distintos y que existe nulo solapamiento (Weiher *et al.*, 1998).

Los índices de alfa diversidad funcional se interpretaron como el número efectivo de especies funcionalmente distintas y presentaron variación respectivamente por sitio de trasplante de coral y por número de Hill de alpha diversidad funcional, algo característico en estudios de caso similares (Chao *et al.*, 2019; Chao & Ricotta, 2019).

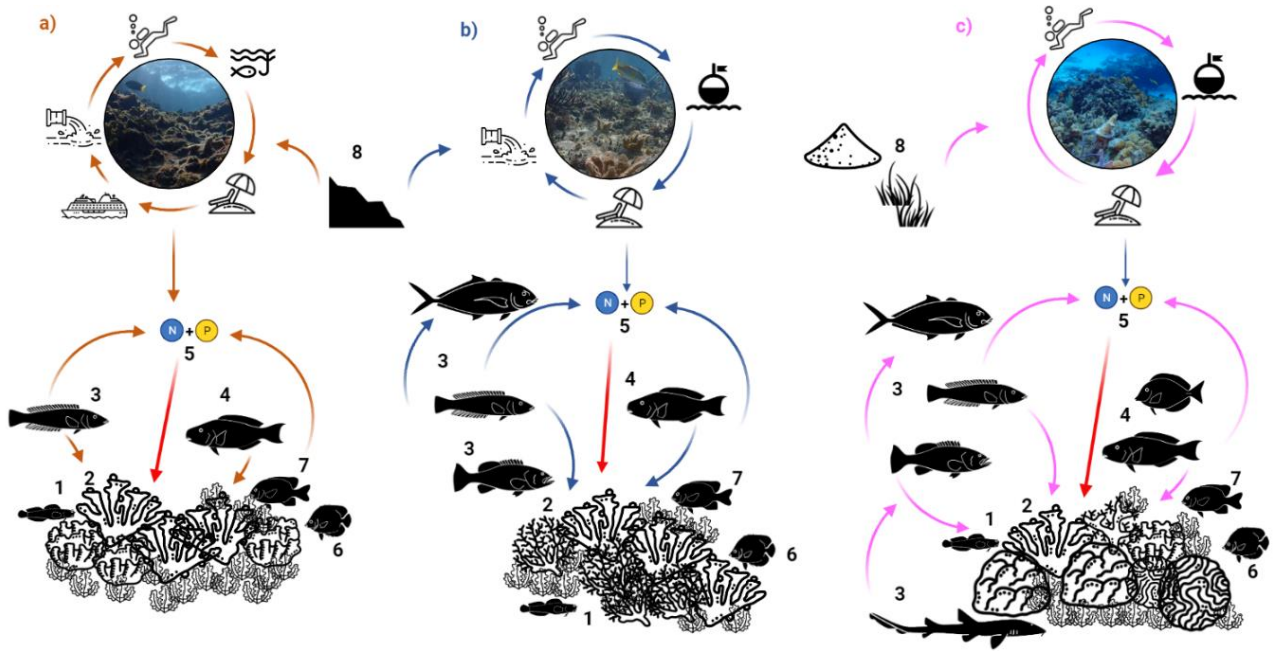
La diversidad funcional en peces actúa como: (1) un indicador de los procesos que gobiernan el ensamblaje de la comunidad y el impacto de las perturbaciones (ej. el cambio climático, el pastoreo o la sobrepesca) y los gradientes ambientales en la estructura de la comunidad; o (2) un indicador de las funciones del ecosistema como la productividad, la resiliencia y el ciclo de los nutrientes (Villéger *et al.*, 2008). A su vez, podría (3) ser una herramienta útil para el monitoreo sistemático, evaluación

trófica, manejo y éxito de programas de restauración socio-ecológica de corales (Hein, *et al.*, 2020; Seraphim, *et al.*, 2020; Ladd & Shantz, 2020).

Los estudios biogeográficos funcionales de peces a gran escala tienen como objetivo evaluar la congruencia espacial entre la diversidad taxonómica, funcional y filogenética, y especialmente comprobar si los puntos calientes (*hot spots*) de especies son también puntos calientes funcionales o si la acumulación de especies sólo contribuye a una mayor redundancia funcional (Villéger *et al.*, 2017).

Una alta **FRed** podría indicar una alta resistencia de las funciones del ecosistema a la pérdida de especies, lo cual es clave en el contexto del actual cambio medioambiental (Mouillot *et al.*, 2014) en los sitios de trasplante de programas de restauración ecológica. Ta fue el caso de FR, donde se obtuvo la mayor **FRed**. Del mismo modo, comprobar si los puntos fríos taxonómicos tienen una menor redundancia funcional es también importante, ya que implicaría que el funcionamiento del ecosistema en estos sitios pobres en especies es vulnerable a la pérdida de especies (Mouillot *et al.*, 2014). Como es el caso de CA y en menor medida de PA. Una parte interesante de estudio es que los patrones de diversidad funcional demuestran el estado de condición de los sistemas estudiados. Esto quiere decir que los peces pueden ser excelentes indicadores del estado y sucesión ecológica de los arrecifes y de las zonas de trasplante de corales.

Los sitios de trasplante de *A. palmata* poseen impactos antrópicos locales (Banaszak, 2021), que influyen en las principales interacciones bióticas de peces en los sistemas biológicos (Fig. 9). Para que los corales en los sitios puedan soportar perturbaciones cada vez más frecuentes e intensas, es probable que se necesiten consideraciones adicionales que aceleren la recuperación de procesos clave como la herbivoría, el reclutamiento de corales para proporcionar resiliencia, y restaurar eficazmente los arrecifes de coral (Ladd *et al.*, 2019). Se observa que, a una mayor complejidad de especies de coral y conectividad con ecosistemas adyacentes como pastos marinos, incrementa la riqueza y redundancia funcional y en cierta manera la vulnerabilidad de especies es adecuada con relación a los otros sitios estudiados (Fig. 9c). Es importante mencionar la protección de este sitio, como es el caso de la Francesita. En contraste a menor complejidad coralina, la riqueza y redundancia funcional de especies disminuye como resultado del potencial impacto ambiental que están produciendo las actividades humanas. Como es el caso de Caletita que se ubica por fuera del parque nacional (Fig. 9a). Un caso intermedio es *La Palmata* donde las colonias de *A. palmata* generan una importante complejidad que alberga una riqueza y redundancia funcional intermedia entre los sitios estudiados: adicionalmente que este sitio también está protegido.



IMPACTOS ANTRÓPICOS LOCALES

- Descargas de aguas residuales
- Prestadores de servicios turísticos náuticos
- Clubes de playa y hotelería
- Área natural protegida
- Turismo masivo de cruceros
- Pesca

CONECTIVIDAD ECOSISTÉMICA DIRECTA

- Pastos marinos
- Arrecifes rocosos intermareales
- Bancos de arena

COBERTURAS BENTÓNICAS

- Especies foliosas (ej. *Agaricia spp.* y *Millepora spp.*)
- Especies digitiformes (ej. *Porites spp.*)
- Especies meandroides (ej. *Diploria sp.* y *Pseudodiploria spp.*)
- Especies masivos y submasivos (ej. Complejo *Orbicella*)
- Especies ramificadas (ej. *Acropora palmata*)
- Octocorales (ej. *Gorgonia spp.*, *Plexaura spp.*, *Plexaurella spp.* y *Pseudoplexaura spp.*)
- Algas (ej. cianobacterias, rodofitas, clorofitas y feofíceas: *Dictyota spp.*)

PECES ARRECIFALES

- Peces criptobénticos (ej. *Bleniidae*, *Gobiidae*, *Labrisomidae*: *M. triangulatus*)
- Damiselas (ej. *S. planifrons*, *S. partitus*, *S. diencaeus*, *C. cyanea*)
- Mariposas (ej. *C. capistratus*, *C. ocellatus*)
- Cirujanos (ej. *A. coeruleus*, *A. chirurgus*)
- Lábridos (ej. *T. bifasciatum*, *H. garnoti*, *H. bivittatus*)
- Loros (ej. *S. viride*, *S. aurofrenatum*, *S. iseri*)
- Meros (ej. *M. bonaci*, *C. cruentata*, *M. interstitialis*)
- Jureles y pámpanos (ej. *C. ruber*, *T. falcatus*, *C. bartholomaei*)
- Tiburones y Rayas (ej. *H. americanus*, *A. narinari*, *G. cirratum*)

Fig. 9. Impactos antrópicos locales e interacciones bióticas de peces por sitio de trasplante de *A. palmata* en programas de restauración de corales: a) Caletita (CA), b) La Francesita, c) La Palmata. Algunas especies asociadas buscan refugio dentro y sobre los trasplantes de coral (1), otras especies se ven favorecidas por la producción de sombra y tridimensionalidad (2). Los peces se benefician del aumento de alimento disponible en el sistema, incluyendo el coral (2) y otros peces (3). A través de interacciones tróficas, los peces desempeñan retroalimentaciones positivas en los trasplantes de programas de restauración, la herbivoría ayuda a regular el crecimiento de algas (4) y el suministro de nutrientes para el crecimiento coralino (flecha roja) (5); sin embargo, también podría tener retroalimentaciones negativas a través de la depredación de corales (6) y los territorios de los peces damisela (7). La influencia de la conectividad ecosistémica directa e impactos antrópicos (8) influye de manera directa en flujo de energía y biodiversidad en los sitios de trasplante.

VIII. CONCLUSIONES

La tasa de crecimiento y volúmenes ecológicos de las colonias de *A. palmata* fueron variables entre sitios debido a factores abióticos y biológicos característicos y a las técnicas de trasplante utilizadas (Fig. 9). No hubo diferencias significativas en las abundancias de peces a través del tiempo, lo que sugiere que el impacto inicial de los trasplantes de corales en los ensambles de peces fue nulo. Se requiere un monitoreo a mediano/largo plazo para identificar cambios significativos en los ensambles de peces asociados a la cobertura de coral de vivo de *A. palmata*.

La riqueza de especies de peces fue contrastante entre los sitios. Las familias con más presencia fueron: Labridae, Pomacentridae, Chaetodontidae, Scaridae, y Carangidae, la composición de especies fue variable entre sitios.

El análisis de diversidad funcional mediante entidades funcionales (FE) de peces puede orientar las futuras estrategias de programas de restauración ecológica hacia las funciones críticas y puede exigir una nueva generación de experimentos y modelaje que aborde específicamente la influencia de la sobre-redundancia funcional (FOred) y la vulnerabilidad funcional (FVuln) en el funcionamiento de los ecosistemas; por ejemplo, probando la pérdida de especies de las FEs redundantes o vulnerables.

El índice de diversidad de riqueza funcional (FRic) fue el que obtuvo el mayor cambio entre sitios, lo que sugiere una gran variedad de especies que desempeñan diferentes funciones en el ecosistema dependiendo del estado de condición del arrecife.

El arrecife *La Francesita* (FA) fue el arrecife con mayor número de especies, sobre-redundancia y una relativa menor vulnerabilidad, seguido del sitio dominado de colonias adultas de *A. palmata* (*La Palmata*) y *Caletita* (CA) donde existe un mayor impacto antrópico. PA aporta un hábitat esencial para una mayor diversidad de funciones en las comunidades de peces.

Los índices de ordenación y diversidad funcional en peces arrecifales son una herramienta útil para revelar la compleja naturaleza del cambio en ecosistemas. Sería importante investigar cómo las perturbaciones antrópicas locales modifican la similitud entre las comunidades de peces para la implementación de monitoreos adaptativos a mediano/largo plazo en materia de manejo y gestión en sitios de programas de restauración de corales.

IX. REFERENCIAS

- Aguilar-Medrano, R., & Arias-González, J. E. (2018). Functional reef fish groups of the Mexican Caribbean: implications of habitat complexity. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(4), 1138-1153. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2398>
- Aguilar-Medrano, R., & Calderon-Aguilera, L. E. (2016). Redundancy and diversity of functional reef fish groups of the Mexican Eastern Pacific. *Marine Ecology*, 37(1), 119-133. <https://doi.org/10.1111/maec.12253>
- Arias-González J.E., Rivera-Sosa A., Zaldívar-Rae J., Alva-Basurto C., Cortés-Useche C. (2016) The Animal Forest and Its Socio-ecological Connections to Land and Coastal Ecosystems. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas Saco del Valle C. (eds) *Marine Animal Forests*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5_33-1
- Bak, R. P. M. (1983). Neoplasia, regeneration and growth in the reef-building coral *Acropora palmata*. *Marine Biology*, 77(3), 221-227. <https://doi.org/10.1007/BF00395810>
- Bak, R. P., Nieuwland, G., & Meesters, E. H. (2009). Coral growth rates revisited after 31 years: what is causing lower extension rates in *Acropora palmata*?. *Bulletin of Marine Science*, 84(3), 287-294.
- Banaszak A.T. (2021) Contamination of Coral Reefs in the Mexican Caribbean. In: Häder DP., Helbling E.W., Villafañe V.E. (eds) *Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-75602-4_6
- Bayraktarov, E., Banaszak, A. T., Montoya Maya, P., Kleypas, J., Arias-González, J. E., Blanco, M., ... & Frías-Torres, S. (2020). Coral reef restoration efforts in Latin American countries and territories. *PloS one*, 15(8), e0228477. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228477>
- Bellwood, D. R., Pratchett, M. S., Morrison, T. H., Gurney, G. G., Hughes, T. P., Álvarez-Romero, J. G., ... & Cumming, G. S. (2019). Coral reef conservation in the Anthropocene: confronting spatial mismatches and prioritizing functions. *Biological conservation*, 236, 604-615. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.056>
- Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J., & Hoey, A. S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1582), 101-107. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3276>

Birkeland C. (2015) Coral Reefs in the Anthropocene. In: Birkeland C. (eds) Coral Reefs in the Anthropocene. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7249-5_1

Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C., ... & McLeod, I. M. (2020). Coral restoration—A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PloS one*, 15(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>

Brandl, S. J., Emslie, M. J., Ceccarelli, D. M., & T. Richards, Z. (2016). Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01557. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1557>

Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J., & Laffaille, P. (2013). Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global change biology*, 19(2), 387-400. <https://doi.org/10.1111/gcb.12056>

Calle-Triviño, J., Muñiz-Castillo, A. I., Cortés-Useche, C., Morikawa, M., Sellares-Blasco, R., & Arias-González, J. E. (2021). Approach to the Functional Importance of *Acropora cervicornis* in Outplanting Sites in the Dominican Republic. *Frontiers in Marine Science*, 815. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.668325>

Chao, A. & Jost, L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>

Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>

Chao, A., & Ricotta, C. (2019). Quantifying evenness and linking it to diversity, beta diversity, and similarity. *Ecology*, 100(12), e02852. <https://doi.org/10.1002/ecm.1343>

Chao, A., Chiu, C. H., Villéger, S., Sun, I. F., Thorn, S., Lin, Y. C., ... & Sherwin, W. B. (2019). An attribute-diversity approach to functional diversity, functional beta diversity, and related (dis) similarity measures. *Ecological Monographs*, 89(2), e01343. <https://doi.org/10.1002/ecm.1343>

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. and Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. and Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework

for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., ... & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>

Chao, A., Ma, K. H., and Hsieh, T. C. (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Chao, A., Wang, Y. T., & Jost, L. (2013). Entropy and the species accumulation curve: a novel entropy estimator via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1091-1100. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12108>

Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). Getting started with PRIMER v7. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 20(1). https://updates.primere.com/primer7/manuals/Getting_started_with_PRIMER_7.pdf

Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). Getting started with PRIMER v7. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 20(1). https://updates.primere.com/primer7/manuals/Getting_started_with_PRIMER_7.pdf

Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M. (2014) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth. https://updates.primere.com/primer7/manuals/Methods_manual_v7.pdf

Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.-Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L. & Longino, J.T. (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5, 3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>

Contreras-Silva, A.I., Tilstra, A., Migani, V. et al. A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican Caribbean. *Sci Rep* 10, 8897 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65801-8>

Cortés-Useche, C., Reyes-Gamboa, W., Cabrera-Pérez, J. L., Calle-Triviño, J., Cerón-Flores, A., Raigoza-Figuerras, R., ... & Arias-González, J. E. (2021). Capture, Culture and Release of Postlarvae Fishes: Proof-of-Concept as a Tool Approach to Support Reef Management. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.718526>

Darling, E. S., McClanahan, T. R., Maina, J., Gurney, G. G., Graham, N. A., Januchowski-Hartley, F., ... & Mouillot, D. (2019). Social–environmental drivers inform strategic management of coral reefs in the Anthropocene. *Nature ecology & evolution*, 3(9), 1341-1350. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0953-8>

Estrada-Saldívar, N., Quiroga-García, B. A., Pérez-Cervantes, E., Rivera-Garibay, O. O., & Alvarez-Filip, L. (2021). Effects of the Stony Coral Tissue Loss Disease outbreak on coral communities and the benthic composition of Cozumel reefs. *Frontiers in Marine Science*, 8, 306. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.632777>

Ferse, S. C., Hein, M. Y., & Rölfer, L. (2021). A survey of current trends and suggested future directions in coral transplantation for reef restoration. *Plos one*, 16(5), e0249966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249966>

Foo, S. A., & Asner, G. P. (2019). Scaling up coral reef restoration using remote sensing technology. *Frontiers in Marine Science*, 6, 79. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00079>

Frias-Torres, S., & van de Geer, C. (2015). Testing animal-assisted cleaning prior to transplantation in coral reef restoration. *PeerJ*, 3, e1287. <https://doi.org/10.7717/peerj.1287>

Garcia, G. S., Dias, M. S., & Longo, G. O. (2021). Trade-off between number and length of remote videos for rapid assessments of reef fish assemblages. *Journal of Fish Biology*, 99(3), 896-904. En: <https://doi.org/10.1111/jfb.14776>

Garcia, Gabriel S., Murilo S. Dias, and Guilherme O. Longo. "Trade-off between number and length of remote videos for rapid assessments of reef fish assemblages." *Journal of Fish Biology* 99.3 (2021): 896-904. <https://doi.org/10.1111/jfb.14776>

Gibbs, M. T., Gibbs, B. L., Newlands, M., & Ivey, J. (2021). Scaling up the global reef restoration activity: Avoiding ecological imperialism and ongoing colonialism. *Plos one*, 16(5), e0250870. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250870>

Gorley, A. M., & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK. <https://updates.primere.com/primer7/manuals/PERMANOVA+ manual.pdf>

Gorley, A. M., & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK. <https://updates.primere.com/primer7/manuals/PERMANOVA+ manual.pdf>

Gower, J. C. (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*, 53(3-4), 325-338. <https://doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325>

Grodsky, S. and J. Jeon (2009). "*Acropora palmata*" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed October 24, 2022 at https://animaldiversity.org/accounts/Acropora_palmata/

Hein MY, McLeod IM, Shaver EC, Vardi T, Pioch S, Boström-Einarsson L, et al. (2020a). Coral Reef Restoration as a strategy to improve ecosystem services- A guide to coral restoration methods. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme, 2020a. 64 p. <https://wedocs.unep.org/xmlui/handle/20.500.11822/34810>

Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, R. A., Chase, T. J., Couture, F., Haskin, E., ... & Gardiner, N. M. (2020b). Effects of coral restoration on fish communities: snapshots of long-term, multiregional responses and implications for practice. *Restoration Ecology*, 28(5), 1158-1171. <https://doi.org/10.1111/rec.13177>

Hein, M. Y., Birtles, A., Willis, B. L., Gardiner, N., Beeden, R., & Marshall, N. A. (2019). Coral restoration: Socio-ecological perspectives of benefits and limitations. *Biological Conservation*, 229, 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.014>

Hein, M. Y., Vardi, T., Shaver, E. C., Pioch, S., Boström-Einarsson, L., Ahmed, M., ... & McLeod, I. M. (2021a). Perspectives on the use of coral reef restoration as a strategy to support and improve reef ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*, 8, 299. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.618303>

Hibbert, F. D., Williams, F. H., Fallon, S. J., & Rohling, E. J. (2018). A database of biological and geomorphological sea-level markers from the Last Glacial Maximum to present. *Scientific data*, 5(1), 1-25. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.88>

Hoegh-Guldberg, O., Pendleton, L., & Kaup, A. (2019). People and the changing nature of coral reefs. *Regional Studies in Marine Science*, 30, 100699. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100699>

HRI (2020). Healthy Reefs Report Card (Healthy Reefs for Healthy People, 2020) https://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2020/02/2020_Report_Card_MAR.pdf

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Hughes, T., Barnes, M., Bellwood, D. *et al.* Coral reefs in the Anthropocene. *Nature* 546, 82–90 (2017). <https://doi.org/10.1038/nature22901>

Humann, P. & Deloach, N. (2014). Reef Fish Identification - Florida, Caribbean, Bahamas. 4th edn. New World Publications.

Hylkema, A., Debrot, A. O., Osinga, R., Bron, P. S., Heesink, D. B., Izioka, A. K., ... & Murk, A. J. (2020). Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering*, 157, 105994. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105994>

Kleypas, J., Allemand, D., Anthony, K., Baker, A. C., Beck, M. W., Hale, L. Z., ... & Gattuso, J. P. (2021). Designing a blueprint for coral reef survival. *Biological Conservation*, 257, 109107 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109107>

Kulbicki, M., Parravicini, V., Bellwood, D. R., Arias-González, E., Chabanet, P., Floeter, S. R., ... & Mouillot, D. (2013). Global biogeography of reef fishes: a hierarchical quantitative delineation of regions. *PloS one*, 8(12), e81847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081847>

Ladd, M. C., & Shantz, A. A. (2020). Trophic interactions in coral reef restoration: A review. *Food Webs*, 24, e00149. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00149>

Ladd, M. C., Burkepile, D. E., & Shantz, A. A. (2019). Near-term impacts of coral restoration on target species, coral reef community structure, and ecological processes. *Restoration Ecology*, 27(5), 1166-1176. <https://doi.org/10.1111/rec.12939>

Ladd, M. C., Miller, M. W., Hunt, J. H., Sharp, W. C., & Burkepile, D. E. (2018). Harnessing ecological processes to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), 239-247. <https://doi.org/10.1002/fee.1792>

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Lara-Pulido, J. A., Mojica, Á., Bruner, A., Guevara-Sanginés, A., Simon, C., Vásquez-Lavin, F., ... & Infanzón, M. J. (2021). A Business Case for Marine Protected Areas: Economic Valuation of the Reef Attributes of Cozumel Island. *Sustainability*, 13(8), 4307. <https://doi.org/10.3390/su13084307>

Leps, J., de Bello, F., Lavorel, S., & Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78(4), 481-501. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2006.00293.x>

Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., Leprieur, F., Maire, E., Mouillot, D., Villéger, S., (2022). mFD: an R package to

compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography* 2022. <https://doi.org/10.1111/ecog.05904>

Mammola, S., Carmona, C. P., Guillerme, T., & Cardoso, P. (2021). Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*, 35(9), 1869-1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>

Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

Meyer, J. L., & Schultz, E. T. (1985). Tissue condition and growth rate of corals associated with schooling fish. *Limnology and Oceanography*, 30(1), 157-166.

Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

Mouillot, D., Culioli, J. M., Pelletier, D., & Tomasini, J. A. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141(6), 1569-1580. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.002>

Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.11.011>

Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., ... & Bellwood, D. R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757-13762. <https://doi.org/10.1073/pnas.1317625111>

Opel, A.H., Cavanaugh, C.M., Rotjan, R.D. et al. The effect of coral restoration on Caribbean reef fish communities. *Mar Biol* 164, 221 (2017). <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3248-0>

Padilla Souza, A. C., González Cano, J., Banaszak, A., Hernández Arana, H. y R. Raigoza Figueras. (2018). Programa interdisciplinario de restauración activa para compensar daños antropogénicos en arrecifes coralinos del caribe mexicano. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. JA009. Ciudad de México. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfJA009.pdf>

Perry, C. T., & Alvarez-Filip, L. (2018). Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 976-988. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13247>

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rinkevich, B. (2021). Ecological engineering approaches in coral reef restoration. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 410-420. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa022>

Robertson, D. R. & Van Tassell, J. (2019). Shorefishes of the Greater Caribbean: online information system. Version 2.0 Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/en/pages>

Robertson, D. R., Peña, E. A., Posada, J. M., y Claro, R. (2019). Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de Información en línea. Version 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. En: <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/pages>

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Schmidt-Roach, S., Duarte, C. M., Hauser, C. A., & Aranda, M. (2020). Beyond reef restoration: next-generation techniques for coral gardening, landscaping, and outreach. *Frontiers in Marine Science*, 7, 672. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00672>

Seraphim, M. J., Sloman, K. A., Alexander, M. E., Janetski, N., Jompa, J., Ambo-Rappe, R., ... & Harborne, A. R. (2020). Interactions between coral restoration and fish assemblages: implications for reef management. *Journal of fish biology*, 97(3), 633-655. <https://doi.org/10.1111/jfb.14440>

Shafir, S., & Rinkevich, B. (2010). Integrated long-term mid-water coral nurseries: a management instrument evolving into a floating ecosystem. *University of Mauritius Research Journal*, 16, 365-386.

Shaver, E. C., & Silliman, B. R. (2017). Time to cash in on positive interactions for coral restoration. *PeerJ*, 5, e3499. <https://doi.org/10.7717/peerj.3499>

Shaver, E., Courtney, C., West, J., Maynard, J., Hein, M., Wagner, C., ... & Koss, J. (2020). A Manager's Guide to Coral Reef Restoration Planning and Design. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/27219>

Shinn, E. A. (1966). Coral growth-rate, an environmental indicator. *Journal of Paleontology*, 233-240.

- Souter, D., Planes, S., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D., y Staub, F. (Eds). (2021). Status of Corals of the World: 2020 Report. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)/International Coral Reef Initiative (ICRI)/Australian Institute of Marine Science (AIMS)/Australian Government. <https://gcrmn.net/2020-report/>
- Vaughan, D. E. (2021) Active Coral Restoration: Techniques for a Changing Planet. J. Ross Publishing. 636 pages.
- Villegas-Hernandez, H., Gonzalez-Salas, C., Guillen-Hernandez, S., & Poot-Lopez, G. (2022). Recruitment dynamics and microhabitat selectivity of coral-reef fishes at three sites in the Mexican Caribbean. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01291-z>
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79(4), 783–801. <https://doi:10.1007/s00027-017-0546-z>
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Weiher, E., Clarke, G. P., & Keddy, P. A. (1998). Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, 309-322. <https://doi.org/10.2307/3547051>
- Weiher, E., Clarke, G. P., & Keddy, P. A. (1998). Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, 309-322. <https://doi.org/10.2307/3547051>
- Williams, G. J., Graham, N. A., Jouffray, J. B., Norström, A. V., Nyström, M., Gove, J. M., ... & Wedding, L. M. (2019). Coral reef ecology in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1014-1022. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13290>
- Wolfe, K., Kenyon, T.M. & Mumby, P.J. The biology and ecology of coral rubble and implications for the future of coral reefs. *Coral Reefs* (2021). <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02185-9>
- Woodhead, A. J., Hicks, C. C., Norström, A. V., Williams, G. J., & Graham, N. A. (2019). Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 1023-1034. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331>
- Yanovski, R., & Abelson, A. (2019). Structural complexity enhancement as a potential coral-reef restoration tool. *Ecological Engineering*, 132, 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.007>

X. ANEXOS

Anexo 1. Información específica de los datos de las curvas de acumulación de riqueza de peces arrecifales (Interpolación/Extrapolación - iNEXT). Donde: t = tamaño de la muestra para la que se calculan las estimaciones de diversidad de orden q ; en la configuración por defecto, t representa el tamaño de la muestra para cada uno de los 40 nudos entre 1 y el punto final por defecto (el doble del tamaño de la muestra de referencia). Método = interpolado, observado o extrapolado, dependiendo de si el tamaño t es menor, igual o mayor que el tamaño de muestra de referencia; Orden = el orden de diversidad de $=0$; qD = la diversidad estimada del orden q para una muestra de tamaño t ; SC = la cobertura de la muestra estimada para una muestra de tamaño t ; $qD.LCL$, $qD.UCL$ = los límites de confianza inferior y superior del *bootstrap* para la diversidad del orden q en el nivel especificado en el ajuste (con un valor por defecto de 0,95); $SC.LCL$ y $SC.UCL$ = los límites de confianza inferior y superior del *bootstrap* para la cobertura esperada de la muestra en el nivel especificado en el ajuste (con un valor por defecto de 0,95).

#	t	Método	Orden	qD	qD.LCL	qD.UCL	SC	SC.LCL	SC.UCL	Sitio
1	1	Interpolado	0.00	1.00	0.94	1.06	0.03	0.03	0.04	CA
2	55	Interpolado	0.00	28.03	26.89	29.18	0.76	0.74	0.78	CA
3	110	Interpolado	0.00	36.89	35.50	38.28	0.90	0.89	0.91	CA
4	165	Interpolado	0.00	41.17	39.68	42.65	0.94	0.94	0.95	CA
5	219	Interpolado	0.00	43.65	42.11	45.18	0.96	0.96	0.97	CA
6	274	Interpolado	0.00	45.30	43.73	46.88	0.98	0.97	0.98	CA
7	329	Interpolado	0.00	46.46	44.85	48.06	0.98	0.98	0.99	CA
8	384	Interpolado	0.00	47.30	45.66	48.93	0.99	0.98	0.99	CA
9	438	Interpolado	0.00	47.92	46.26	49.58	0.99	0.99	0.99	CA
10	493	Interpolado	0.00	48.40	46.72	50.09	0.99	0.99	1.00	CA
11	548	Interpolado	0.00	48.78	47.07	50.49	0.99	0.99	1.00	CA
12	602	Interpolado	0.00	49.07	47.34	50.81	1.00	0.99	1.00	CA
13	657	Interpolado	0.00	49.31	47.54	51.07	1.00	0.99	1.00	CA
14	712	Interpolado	0.00	49.50	47.70	51.29	1.00	1.00	1.00	CA
15	767	Interpolado	0.00	49.65	47.82	51.47	1.00	1.00	1.00	CA
16	821	Interpolado	0.00	49.76	47.90	51.62	1.00	1.00	1.00	CA
17	876	Interpolado	0.00	49.86	47.96	51.76	1.00	1.00	1.00	CA
18	931	Interpolado	0.00	49.94	48.00	51.87	1.00	1.00	1.00	CA
19	986	Interpolado	0.00	50.00	48.02	51.98	1.00	1.00	1.00	CA
20	987	Observado	0.00	50.00	48.02	51.98	1.00	1.00	1.00	CA
21	988	Extrapolado	0.00	50.00	48.02	51.98	1.00	1.00	1.00	CA
22	1030	Extrapolado	0.00	50.04	48.02	52.06	1.00	1.00	1.00	CA
23	1073	Extrapolado	0.00	50.07	48.01	52.13	1.00	1.00	1.00	CA
24	1116	Extrapolado	0.00	50.10	48.00	52.21	1.00	1.00	1.00	CA
25	1158	Extrapolado	0.00	50.13	47.98	52.27	1.00	1.00	1.00	CA
26	1201	Extrapolado	0.00	50.15	47.96	52.34	1.00	1.00	1.00	CA
27	1244	Extrapolado	0.00	50.16	47.93	52.40	1.00	1.00	1.00	CA
28	1287	Extrapolado	0.00	50.18	47.89	52.46	1.00	1.00	1.00	CA
29	1329	Extrapolado	0.00	50.19	47.86	52.52	1.00	1.00	1.00	CA

30	1372	Extrapolado	0.00	50.20	47.82	52.57	1.00	1.00	1.00	CA
31	1415	Extrapolado	0.00	50.21	47.78	52.63	1.00	1.00	1.00	CA
32	1458	Extrapolado	0.00	50.21	47.74	52.69	1.00	1.00	1.00	CA
33	1500	Extrapolado	0.00	50.22	47.70	52.74	1.00	1.00	1.00	CA
34	1543	Extrapolado	0.00	50.22	47.65	52.79	1.00	1.00	1.00	CA
35	1586	Extrapolado	0.00	50.23	47.61	52.85	1.00	1.00	1.00	CA
36	1629	Extrapolado	0.00	50.23	47.57	52.90	1.00	1.00	1.00	CA
37	1671	Extrapolado	0.00	50.23	47.52	52.95	1.00	1.00	1.00	CA
38	1714	Extrapolado	0.00	50.24	47.48	53.00	1.00	1.00	1.00	CA
39	1757	Extrapolado	0.00	50.24	47.43	53.05	1.00	1.00	1.00	CA
40	1800	Extrapolado	0.00	50.24	47.39	53.09	1.00	1.00	1.00	CA
41	1	Interpolado	0.00	1.00	0.96	1.04	0.04	0.03	0.04	PA
42	86	Interpolado	0.00	31.64	30.54	32.74	0.87	0.86	0.88	PA
43	172	Interpolado	0.00	39.27	37.68	40.87	0.94	0.93	0.94	PA
44	258	Interpolado	0.00	43.92	41.97	45.87	0.96	0.95	0.96	PA
45	344	Interpolado	0.00	47.32	45.08	49.57	0.97	0.96	0.97	PA
46	430	Interpolado	0.00	50.00	47.50	52.50	0.97	0.97	0.98	PA
47	516	Interpolado	0.00	52.19	49.47	54.91	0.98	0.97	0.98	PA
48	602	Interpolado	0.00	54.04	51.11	56.96	0.98	0.98	0.98	PA
49	688	Interpolado	0.00	55.63	52.52	58.74	0.98	0.98	0.99	PA
50	774	Interpolado	0.00	57.03	53.74	60.31	0.99	0.98	0.99	PA
51	860	Interpolado	0.00	58.27	54.82	61.72	0.99	0.98	0.99	PA
52	946	Interpolado	0.00	59.39	55.79	63.00	0.99	0.98	0.99	PA
53	1032	Interpolado	0.00	60.41	56.65	64.16	0.99	0.99	0.99	PA
54	1118	Interpolado	0.00	61.33	57.43	65.24	0.99	0.99	0.99	PA
55	1204	Interpolado	0.00	62.18	58.14	66.23	0.99	0.99	0.99	PA
56	1290	Interpolado	0.00	62.96	58.78	67.15	0.99	0.99	0.99	PA
57	1376	Interpolado	0.00	63.69	59.36	68.02	0.99	0.99	1.00	PA
58	1462	Interpolado	0.00	64.36	59.89	68.84	0.99	0.99	1.00	PA
59	1548	Interpolado	0.00	64.99	60.37	69.61	0.99	0.99	1.00	PA
60	1549	Observado	0.00	65.00	60.38	69.62	0.99	0.99	1.00	PA
61	1550	Extrapolado	0.00	65.01	60.39	69.63	0.99	0.99	1.00	PA
62	1563	Extrapolado	0.00	65.10	60.46	69.74	0.99	0.99	1.00	PA
63	1576	Extrapolado	0.00	65.19	60.52	69.86	0.99	0.99	1.00	PA
64	1589	Extrapolado	0.00	65.28	60.59	69.97	0.99	0.99	1.00	PA
65	1602	Extrapolado	0.00	65.37	60.66	70.08	0.99	0.99	1.00	PA
66	1615	Extrapolado	0.00	65.46	60.72	70.19	0.99	0.99	1.00	PA
67	1628	Extrapolado	0.00	65.55	60.79	70.30	0.99	0.99	1.00	PA
68	1642	Extrapolado	0.00	65.64	60.86	70.42	0.99	0.99	1.00	PA
69	1655	Extrapolado	0.00	65.73	60.92	70.53	0.99	0.99	1.00	PA
70	1668	Extrapolado	0.00	65.81	60.98	70.64	0.99	0.99	1.00	PA
71	1681	Extrapolado	0.00	65.90	61.04	70.75	0.99	0.99	1.00	PA
72	1694	Extrapolado	0.00	65.98	61.11	70.85	0.99	0.99	1.00	PA
73	1707	Extrapolado	0.00	66.06	61.16	70.96	0.99	0.99	1.00	PA

74	1721	Extrapolado	0.00	66.15	61.23	71.07	0.99	0.99	1.00	PA
75	1734	Extrapolado	0.00	66.23	61.29	71.18	0.99	0.99	1.00	PA
76	1747	Extrapolado	0.00	66.31	61.34	71.28	0.99	0.99	1.00	PA
77	1760	Extrapolado	0.00	66.39	61.40	71.39	0.99	0.99	1.00	PA
78	1773	Extrapolado	0.00	66.47	61.45	71.49	0.99	0.99	1.00	PA
79	1786	Extrapolado	0.00	66.55	61.51	71.59	0.99	0.99	1.00	PA
80	1800	Extrapolado	0.00	66.63	61.57	71.70	0.99	0.99	1.00	PA
81	1	Interpolado	0.00	1.00	0.94	1.06	0.02	0.02	0.03	FR
82	50	Interpolado	0.00	30.76	29.42	32.10	0.64	0.62	0.67	FR
83	100	Interpolado	0.00	43.19	41.29	45.09	0.83	0.81	0.85	FR
84	150	Interpolado	0.00	49.93	47.54	52.32	0.89	0.88	0.91	FR
85	200	Interpolado	0.00	54.44	51.60	57.27	0.92	0.91	0.94	FR
86	250	Interpolado	0.00	57.85	54.60	61.09	0.94	0.93	0.95	FR
87	300	Interpolado	0.00	60.60	56.97	64.23	0.95	0.94	0.96	FR
88	350	Interpolado	0.00	62.93	58.94	66.93	0.96	0.95	0.97	FR
89	400	Interpolado	0.00	64.95	60.61	69.30	0.96	0.95	0.97	FR
90	450	Interpolado	0.00	66.75	62.07	71.43	0.97	0.96	0.98	FR
91	499	Interpolado	0.00	68.33	63.33	73.34	0.97	0.96	0.98	FR
92	549	Interpolado	0.00	69.82	64.49	75.14	0.97	0.96	0.98	FR
93	599	Interpolado	0.00	71.19	65.55	76.82	0.97	0.97	0.98	FR
94	649	Interpolado	0.00	72.47	66.52	78.41	0.98	0.97	0.98	FR
95	699	Interpolado	0.00	73.67	67.42	79.93	0.98	0.97	0.98	FR
96	749	Interpolado	0.00	74.82	68.26	81.38	0.98	0.97	0.99	FR
97	799	Interpolado	0.00	75.91	69.05	82.77	0.98	0.97	0.99	FR
98	849	Interpolado	0.00	76.96	69.80	84.13	0.98	0.97	0.99	FR
99	899	Interpolado	0.00	77.98	70.51	85.45	0.98	0.97	0.99	FR
100	900	Observado	0.00	78.00	70.53	85.47	0.98	0.97	0.99	FR
101	901	Extrapolado	0.00	78.02	70.54	85.50	0.98	0.97	0.99	FR
102	948	Extrapolado	0.00	78.95	71.18	86.71	0.98	0.97	0.99	FR
103	995	Extrapolado	0.00	79.85	71.80	87.89	0.98	0.97	0.99	FR
104	1042	Extrapolado	0.00	80.72	72.39	89.05	0.98	0.97	0.99	FR
105	1090	Extrapolado	0.00	81.58	72.96	90.21	0.98	0.97	0.99	FR
106	1137	Extrapolado	0.00	82.41	73.49	91.33	0.98	0.97	0.99	FR
107	1184	Extrapolado	0.00	83.21	74.00	92.42	0.98	0.98	0.99	FR
108	1232	Extrapolado	0.00	84.00	74.49	93.51	0.98	0.98	0.99	FR
109	1279	Extrapolado	0.00	84.76	74.95	94.56	0.98	0.98	0.99	FR
110	1326	Extrapolado	0.00	85.49	75.38	95.60	0.99	0.98	0.99	FR
111	1374	Extrapolado	0.00	86.22	75.80	96.63	0.99	0.98	0.99	FR
112	1421	Extrapolado	0.00	86.91	76.19	97.63	0.99	0.98	0.99	FR
113	1468	Extrapolado	0.00	87.58	76.55	98.61	0.99	0.98	0.99	FR
114	1516	Extrapolado	0.00	88.24	76.90	99.59	0.99	0.98	1.00	FR
115	1563	Extrapolado	0.00	88.88	77.23	100.53	0.99	0.98	1.00	FR
116	1610	Extrapolado	0.00	89.49	77.53	101.45	0.99	0.98	1.00	FR
117	1658	Extrapolado	0.00	90.10	77.82	102.38	0.99	0.98	1.00	FR

118	1705	Extrapolado	0.00	90.68	78.09	103.27	0.99	0.98	1.00	FR
119	1752	Extrapolado	0.00	91.25	78.34	104.15	0.99	0.98	1.00	FR
120	1800	Extrapolado	0.00	91.80	78.58	105.03	0.99	0.98	1.00	FR

Anexo 2. Datos correspondientes a la estimación de la completitud de la muestra para cada orden de la curva de acumulación de riqueza de peces arrecifales. Donde: Orden.q = El orden de completitud de la muestra de q entre 0 y 3 en incrementos de 0,25 (o los órdenes que escriba en la ventana de entrada); Estimación = la integridad de la muestra estimada; LCL, UCL = los límites de confianza inferior y superior del *bootstrap* para la integridad de la muestra de orden q en el nivel especificado (con un valor por defecto de 0,95).

#	Orden q	Estimado	s.e.	LCL	UCL	Sitio
1	0.000	0.980	0.037	0.907	1.000	CA
2	0.250	0.996	0.018	0.960	1.000	CA
3	0.500	0.998	0.008	0.982	1.000	CA
4	0.750	0.998	0.003	0.992	1.000	CA
5	1.000	0.999	0.001	0.996	1.000	CA
6	1.250	0.999	0.001	0.998	1.000	CA
7	1.500	1.000	0.000	0.999	1.000	CA
8	1.750	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
9	2.000	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
10	2.250	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
11	2.500	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
12	2.750	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
13	3.000	1.000	0.000	1.000	1.000	CA
14	0.000	0.855	0.089	0.681	1.000	PA
15	0.250	0.921	0.048	0.827	1.000	PA
16	0.500	0.961	0.019	0.923	0.998	PA
17	0.750	0.983	0.006	0.971	0.995	PA
18	1.000	0.993	0.002	0.989	0.996	PA
19	1.250	0.997	0.001	0.996	0.998	PA
20	1.500	0.999	0.000	0.999	0.999	PA
21	1.750	1.000	0.000	0.999	1.000	PA
22	2.000	1.000	0.000	1.000	1.000	PA
23	2.250	1.000	0.000	1.000	1.000	PA
24	2.500	1.000	0.000	1.000	1.000	PA
25	2.750	1.000	0.000	1.000	1.000	PA
26	3.000	1.000	0.000	1.000	1.000	PA
27	0.000	0.703	0.101	0.504	0.901	FR
28	0.250	0.817	0.062	0.695	0.939	FR
29	0.500	0.903	0.030	0.845	0.961	FR
30	0.750	0.954	0.011	0.932	0.977	FR
31	1.000	0.980	0.004	0.972	0.988	FR
32	1.250	0.992	0.002	0.989	0.995	FR
33	1.500	0.997	0.001	0.995	0.998	FR
34	1.750	0.999	0.000	0.998	1.000	FR
35	2.000	0.999	0.000	0.999	1.000	FR
36	2.250	1.000	0.000	0.999	1.000	FR
37	2.500	1.000	0.000	1.000	1.000	FR
38	2.750	1.000	0.000	1.000	1.000	FR
39	3.000	1.000	0.000	1.000	1.000	FR

Anexo 3. Datos correspondientes al Análisis Asintótico - Perfiles de diversidad y de entropía estimados de especies de peces arrecifales en tres sitios de trasplante de restauración de coral. Donde: Orden = el orden de diversidad de q entre 0 y 3 en incrementos de 0,25; Objetivo = diversidad o entropía; Estimación = diversidad o entropía estimada por el método de Chao y Jost (2015); LCL, UCL = los límites de confianza inferior y superior del *bootstrap* para la diversidad o entropía de orden q en el nivel especificado (con un valor por defecto de 0,95).

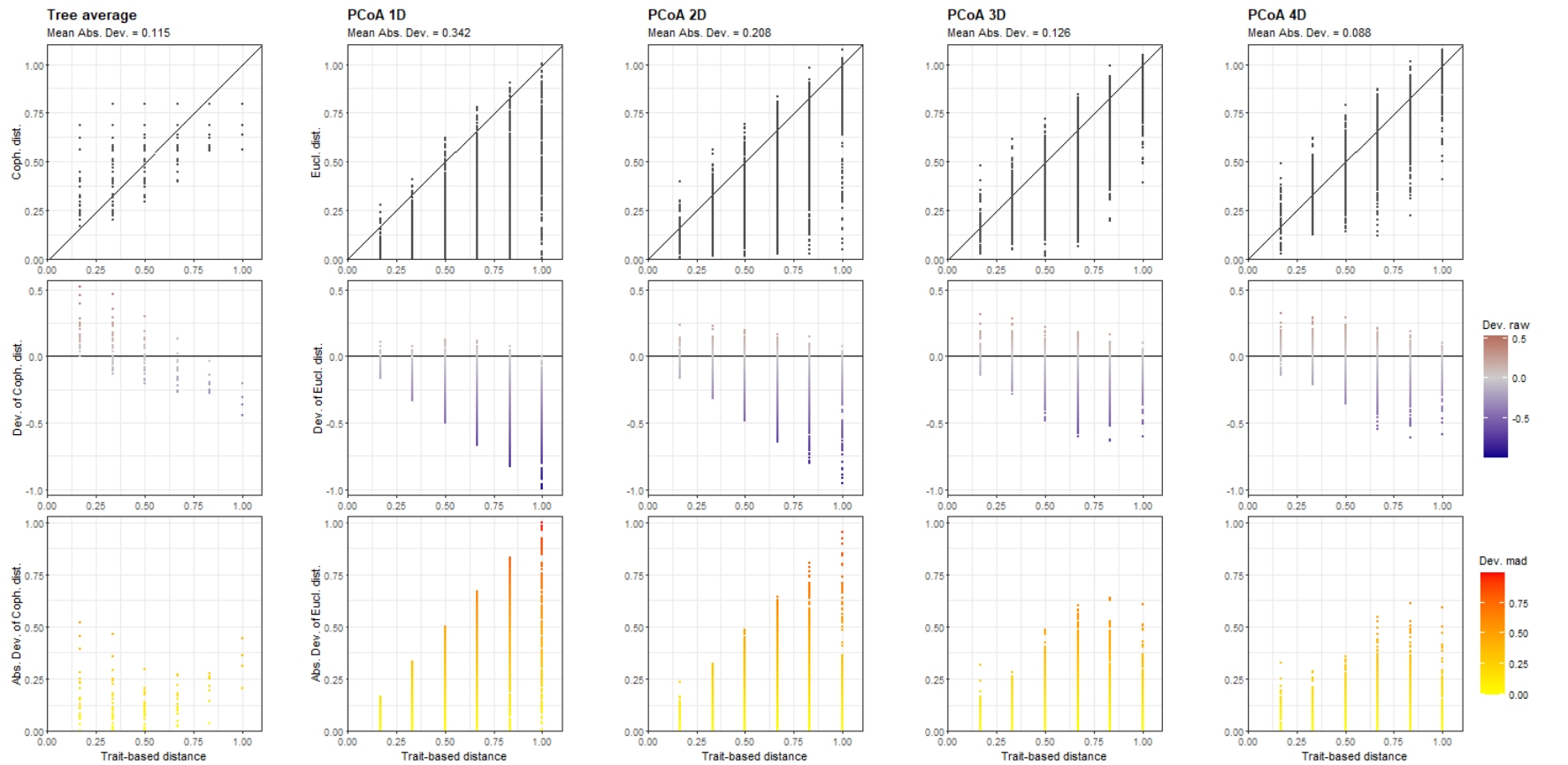
#	Orden q	Objetivo	Estimación	s.e.	LCL	UCL	Sitio
1	0	Diversidad	50.25	2.88	46.85	56.86	CA
2	0.25	Diversidad	46.10	1.32	43.94	48.91	CA
3	0.5	Diversidad	42.55	0.85	40.84	43.99	CA
4	0.75	Diversidad	39.55	0.84	37.82	41.14	CA
5	1	Diversidad	37.02	0.91	35.25	38.74	CA
6	1.25	Diversidad	34.89	0.97	33.09	36.59	CA
7	1.5	Diversidad	33.08	1.03	31.21	34.87	CA
8	1.75	Diversidad	31.53	1.08	29.62	33.41	CA
9	2	Diversidad	30.19	1.13	28.27	32.25	CA
10	2.25	Diversidad	29.02	1.18	26.99	31.24	CA
11	2.5	Diversidad	28.00	1.22	25.89	30.29	CA
12	2.75	Diversidad	27.08	1.26	24.90	29.42	CA
13	3	Diversidad	26.26	1.30	23.94	28.73	CA
14	0	Entropía	49.25	2.88	46.37	52.13	CA
15	0.25	Entropía	22.25	1.32	20.93	23.58	CA
16	0.5	Entropía	11.05	0.85	10.19	11.90	CA
17	0.75	Entropía	6.03	0.84	5.19	6.87	CA
18	1	Entropía	3.61	0.91	2.70	4.52	CA
19	1.25	Entropía	2.35	0.97	1.38	3.33	CA
20	1.5	Entropía	1.65	1.03	0.62	2.68	CA
21	1.75	Entropía	1.23	1.08	0.15	2.32	CA
22	2	Entropía	0.97	1.13	-0.16	2.10	CA
23	2.25	Entropía	0.79	1.18	-0.39	1.97	CA
24	2.5	Entropía	0.66	1.22	-0.56	1.88	CA
25	2.75	Entropía	0.57	1.26	-0.69	1.83	CA
26	3	Entropía	0.50	1.30	-0.80	1.80	CA
27	0	Diversidad	75.08	10.85	62.39	108.17	PA
28	0.25	Diversidad	57.40	4.15	51.72	69.61	PA
29	0.5	Diversidad	46.28	1.66	43.11	49.94	PA
30	0.75	Diversidad	39.51	0.96	37.52	41.44	PA
31	1	Diversidad	35.32	0.76	33.67	36.78	PA
32	1.25	Diversidad	32.61	0.69	31.18	33.86	PA
33	1.5	Diversidad	30.76	0.65	29.46	31.85	PA
34	1.75	Diversidad	29.42	0.64	28.20	30.55	PA
35	2	Diversidad	28.40	0.64	27.22	29.63	PA
36	2.25	Diversidad	27.60	0.65	26.49	28.92	PA

37	2.5	Diversidad	26.94	0.67	25.90	28.35	PA
38	2.75	Diversidad	26.39	0.70	25.26	27.85	PA
39	3	Diversidad	25.91	0.73	24.66	27.44	PA
40	0	Entropía	74.08	10.85	63.22	84.93	PA
41	0.25	Entropía	26.47	4.15	22.33	30.62	PA
42	0.5	Entropía	11.61	1.66	9.95	13.26	PA
43	0.75	Entropía	6.03	0.96	5.07	6.99	PA
44	1	Entropía	3.56	0.76	2.80	4.33	PA
45	1.25	Entropía	2.33	0.69	1.64	3.01	PA
46	1.5	Entropía	1.64	0.65	0.99	2.29	PA
47	1.75	Entropía	1.23	0.64	0.59	1.86	PA
48	2	Entropía	0.96	0.64	0.33	1.60	PA
49	2.25	Entropía	0.79	0.65	0.14	1.44	PA
50	2.5	Entropía	0.66	0.67	-0.01	1.33	PA
51	2.75	Entropía	0.57	0.70	-0.13	1.27	PA
52	3	Entropía	0.50	0.73	-0.23	1.23	PA
53	0	Diversidad	110.36	21.20	85.02	163.73	FR
54	0.25	Diversidad	84.62	9.78	70.85	109.06	FR
55	0.5	Diversidad	68.52	4.23	61.36	77.80	FR
56	0.75	Diversidad	58.84	2.12	54.82	62.39	FR
57	1	Diversidad	52.92	1.50	49.68	55.56	FR
58	1.25	Diversidad	49.13	1.34	46.35	51.38	FR
59	1.5	Diversidad	46.54	1.28	43.96	48.80	FR
60	1.75	Diversidad	44.66	1.27	42.16	46.97	FR
61	2	Diversidad	43.25	1.27	40.61	45.55	FR
62	2.25	Diversidad	42.14	1.29	39.47	44.56	FR
63	2.5	Diversidad	41.24	1.32	38.53	43.65	FR
64	2.75	Diversidad	40.50	1.35	37.75	43.02	FR
65	3	Diversidad	39.89	1.38	37.10	42.53	FR
66	0	Entropía	109.36	21.20	88.16	130.57	FR
67	0.25	Entropía	35.87	9.78	26.09	45.65	FR
68	0.5	Entropía	14.56	4.23	10.32	18.79	FR
69	0.75	Entropía	7.08	2.12	4.96	9.20	FR
70	1	Entropía	3.97	1.50	2.47	5.47	FR
71	1.25	Entropía	2.49	1.34	1.15	3.83	FR
72	1.5	Entropía	1.71	1.28	0.42	2.99	FR
73	1.75	Entropía	1.26	1.27	-0.01	2.53	FR
74	2	Entropía	0.98	1.27	-0.30	2.25	FR
75	2.25	Entropía	0.79	1.29	-0.50	2.08	FR
76	2.5	Entropía	0.66	1.32	-0.65	1.98	FR
77	2.75	Entropía	0.57	1.35	-0.77	1.92	FR
78	3	Entropía	0.50	1.38	-0.88	1.88	FR

Anexo 5. Índices de alfa-diversidad funcional multidimensional medidos mediante el paquete de R: mFD (adaptado de Magneville et al., 2022).

Nombre	Acrónimo	Fórmula	Definición	Detalles
Riqueza funcional (Villéger et al. 2008)	FRic	$FRic = \sum n_i$	El volumen del casco convexo que da forma a las especies presentes en el conjunto	Calculado con la función "convhulln" del paquete "geometry". Se calcula sólo si el número de especies (es decir, de puntos) es estrictamente superior al número de ejes funcionales. Si los puntos son coplanares, no se puede calcular el casco convexo y la función devuelve NA.
Identidad funcional (Mouillot et al. 2013)	FIde	$FIde = \sum \left(\frac{n_i}{S}\right)^2$	La posición media ponderada de las especies del conjunto a lo largo de cada eje	Ninguno
Dispersión funcional (Laliberté & Legendre 2010)	FDis	$FDis = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{S}\right)^2$	La desviación ponderada respecto al centro de gravedad (es decir, definida por los valores de FIde) de las especies del conjunto	FIde se calcula siempre con FDis.
Divergencia funcional (Villéger et al. 2008)	FDiv	$FDiv = \frac{\left(1 - \sum \left(\frac{n_i}{S}\right)^2\right)}{\left(1 - \sum \left(\frac{n_i}{FE}\right)^2\right)}$	La desviación de la biomasa-densidad respecto al centro de gravedad de los vértices que conforman el casco convexo del conjunto estudiado	FDiv requiere el cálculo de los primeros vértices del casco convexo, por lo que tiene las mismas restricciones que FRic (véase más arriba).
Homogeneidad funcional (Villéger et al. 2008)	FEve	$FEve = \frac{\left(\sum \left(\frac{n_i}{S}\right)^2\right)}{\left(\sum \left(\frac{n_i}{FE}\right)^2\right)}$	La homogeneidad de la distribución de la densidad de la biomasa a lo largo del árbol mínimo (es decir, el árbol que une todas las especies del conjunto con la menor longitud de rama acumulada) para el conjunto estudiado	Debe haber al menos tres especies para calcular el índice FEve. El árbol mínimo se calcula con la función "mst" del paquete "ape".
Originalidad funcional (Mouillot et al. 2013)	FOri	$FOri = 1 - \sum \frac{n_i^2}{S^2}$	La distancia media ponderada a la especie más cercana del conjunto global de especies.	Ninguno
Especialización funcional (Bellwood et al. 2006, Mouillot et al. 2013)	FSpe	$FSpe = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{S}\right)^2$	La distancia media ponderada al centro de la reserva global de especies (es decir, el centro del espacio funcional)	Ninguno
Distancia media funcional por pares (Weiher et al. 1998)	FMPD	$FMPD = \sqrt{\frac{1}{S} * \frac{\sum (n_i * \sum (n_j * d_{ij}))}{(S-1)}}$	La distancia media ponderada entre todos los pares de especies	Ninguno
Distancia media funcional del vecino más cercano (Weiher et al. 1998)	FNND	$FNND = \frac{(\sum d_i)}{(S * (S-1))}$	La distancia ponderada al vecino más cercano dentro del conjunto	Ninguno
Diversidad alpha funcional basada en números de Hill (Chao et al. 2019)	FDq	$FDq = \sum i = 1^s \left(\frac{n_i}{N}\right)^q$	es el número de Hill para la diversidad funcional del orden q, n_i es el número de especies en la i-ésima entidad funcional	Ninguno

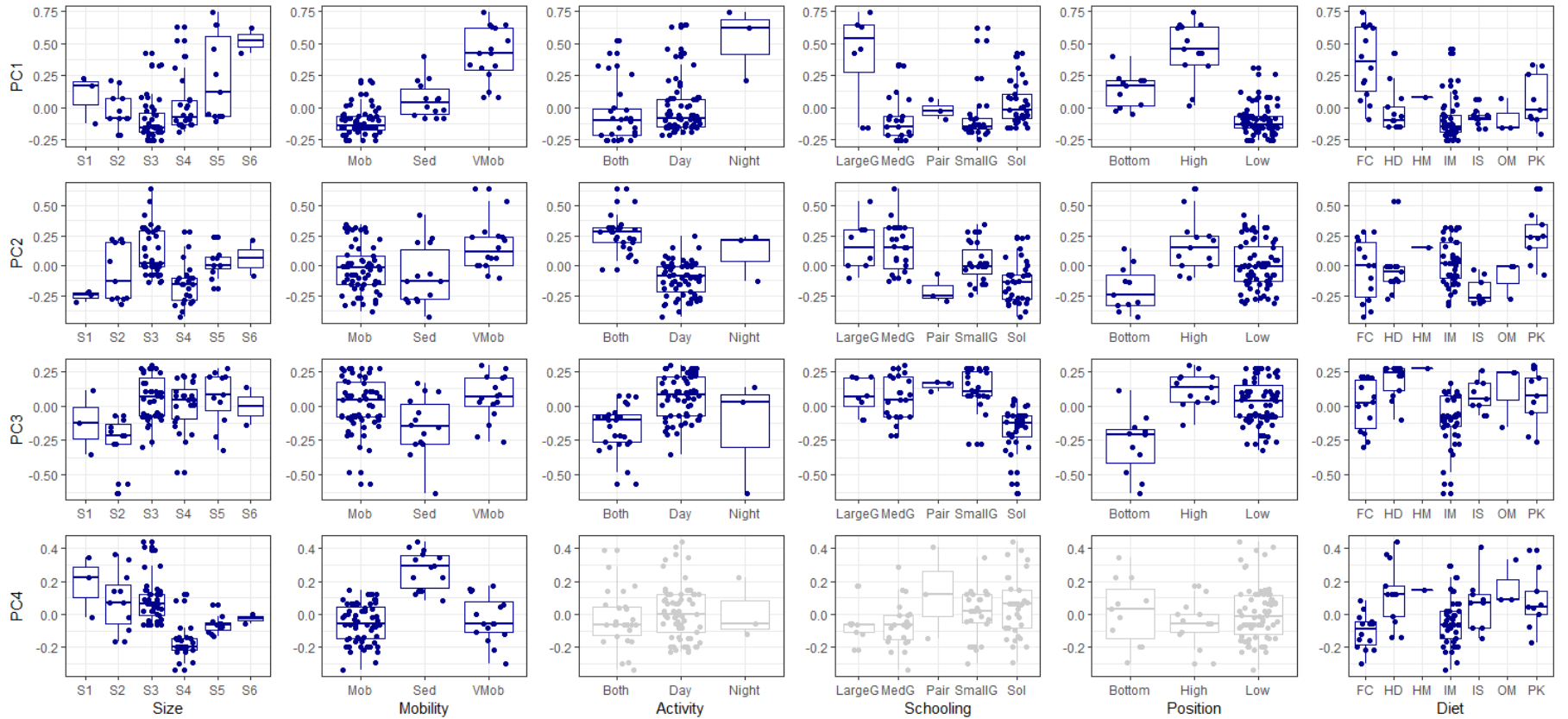
Anexo 6. Calidad de los espacios multidimensionales basados en PCoA según la desviación entre las distancias basadas en rasgos y las distancias en el espacio funcional. Desviación bruta (Dev. Raw) y absoluta (Dev. Mad) de las distancias sólo para el dendrograma y los espacios 2, 3, 4D.



Made with mfd

Anexo 7. Pruebas de correlación entre ejes y rasgos funcionales. Para los rasgos continuos, se calcula un modelo lineal y se obtiene r^2 y el valor p asociado. Para los rasgos no continuos, se calcula una prueba de Kruskal-Wallis y se devuelve el estadístico η^2 .

Relation between traits and PCoA axes



Made with mFD package