

Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional Islas Marietas

Evaluation of active restoration through the reef functional index in reefs of the Islas Marietas National Park

Adahara Muñoz-Alfaro^{1,2}, Alma Paola Rodríguez-Troncoso³, Amílcar Levi Cupul-Magaña³, José de Jesús Adolfo Tortolero-Langarica^{4,5}, Rafael Andrés Cabral-Tena^{2*}

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 29 de marzo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas marinos más biodiversos, además de proveer funciones geo-ecológicas de gran valor. Sin embargo, son afectados tanto por diversos estresores ambientales, como por aquellos de origen antrópico. En respuesta a lo anterior, se han implementado medidas de restauración activa, como en el caso de la comunidad coralina del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM). **Objetivos.** Este trabajo pretende evaluar el efecto de la restauración coralina en la funcionalidad física (FF) mediante el uso del índice de función arrecifal (IFA), en arrecifes del PNIM en los años 2014 y 2021. **Métodos.** Se utilizó el IFA como métrica de la FF, puesto que es una manera más completa de evaluarla. El IFA considera tres atributos ecológicos: cobertura coralina (CC), tasa de calcificación y complejidad estructural. Se calculó el IFA en dos sitios dentro del PNIM, diferenciando transectos restaurados (R) y no restaurados (NR). **Resultados.** Los arrecifes mostraron un mayor incremento (%) en los transectos R para ambos sitios, tanto en la CC como en la FF, la CC aumentó entre 139-173% y la FF entre 31-34%. En contraste con los transectos NR donde el incremento fue de 9-31% en CC y de 8-25% en FF. **Conclusión.** Los datos de este estudio revelan que la restauración en el PNIM utilizando fragmentos de pocilopóridos está siendo efectiva en términos de funcionalidad física. Debido al alto aporte a la FF que tiene el género se está logrando recuperar la estructura arrecifal en mayor medida en transectos con restauración activa comparados con los transectos en los que no hay intervención. **Palabras Clave:** calcificación, complejidad estructural, ecología funcional, funciones geo-ecológicas, Pacífico mexicano.

ABSTRACT

Background. Coral reefs are one of the most biodiverse marine ecosystems, in addition to providing highly valuable geo-ecological functions. However, they are affected by various environmental stressors, as well as those of anthropogenic origin. In response to the above, active restoration measures have been implemented, as in the case of the coral community of the Islas Marietas National Park (PNIM). **Goals.** This work aims to evaluate the effect of coral restoration on physical functionality (FF) by using the reef functional index (IFA), in PNIM reefs in the years 2014 and 2021. **Methods.** The IFA was used as a FF metric, since it is a more complete way of evaluating it. The IFA considers three ecological attributes: coral cover (CC), calcification rate, and structural complexity. The IFA was calculated at two sites within the PNIM, differentiating between restored (R) and unrestored (NR) transects. **Results.** The reefs showed a greater increase (%) in the R transects for both sites, both in the CC and in the FF, the CC increased between 139-173% and the FF between 31-34%. In contrast to the NR transects where the increase was 9-31% in CC and 8-25% in FF. **Conclusion.** The data from this study reveal that the restoration in the PNIM using fragments of pociloporids is being effective in terms of physical functionality. Due to the high contribution to the FF that the genus has, the reef structure is being recovered to a greater extent in transects with active restoration compared to transects in which there is no intervention.

Key Words: calcification, structural complexity, functional ecology, geo-ecological functions, Mexican Pacific.

¹ Posgrado en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada – Tijuana, No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México

² Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada – Tijuana, No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México.

³ Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Avenida Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México

⁴ Laboratorio de Esclerocronología de Corales Pétreos, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Prol. Av. Niños Héroes S/N, Puerto Morelos, Quintana Roo, 77580. México

⁵ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas, Nayarit, México. Crucero a Punta de Mita S/N, col. La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit, 63734. México.

*Corresponding author:

Rafael A. Cabral-Tena: e-mail: Correo electrónico: rcabral@cicese.mx

To quote as:

Muñoz-Alfaro, A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, J. de J. A. Tortolero-Langarica & R. A. Cabral-Tena. 2023. Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional Islas Marietas. *Hidrobiológica* 33 (2): 127-137.

DOI:10.24275/QDKW4636

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas más biodiversos en la Tierra, albergando ~25% de las especies marinas en menos del 1% del territorio oceánico (Burke *et al.*, 2011). Estos ecosistemas están valuados en aproximadamente \$352,000 dólares ha⁻¹año⁻¹, resultado de las funciones geológicas, sociales, económicas y ecológicas que desempeñan (de Groot *et al.*, 2012).

A pesar de su importancia, los arrecifes coralinos son ecosistemas considerados vulnerables y sujetos a la presión de distintas perturbaciones locales y globales, que han aumentado recientemente, causando su degradación (pérdida de entre el 30 y el 50% de la cobertura coralina), en distintas partes del mundo (Hughes *et al.*, 2003; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Souter *et al.*, 2020). Esto ocasiona cambios en la dinámica ecológica del ecosistema no solo por la disminución de la abundancia de corales sino por la composición de especies asociadas al sistema (Norström *et al.*, 2009).

La restauración asistida ha sido una de las formas de hacer frente a la problemática de la degradación arrecifal y la pérdida de las funciones que provee (Rinkevich, 2019; Bayraktarov *et al.*, 2020). Actualmente, los métodos de restauración buscan establecer poblaciones autosuficientes para continuar su desarrollo sin asistencia o subsidio (Bayraktarov *et al.*, 2020; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). Existen dos tipos de restauración: la pasiva y la activa. La primera, actualmente también llamada proactiva (Hein *et al.*, 2021), donde los ecosistemas se recuperan al eliminar los factores causales de la degradación, a través del cierre del área o mejorando la calidad del agua. Por otro lado, la restauración activa, también conocida como reactiva (Hein *et al.*, 2021), se basa en la reintroducción de individuos, promoviendo procesos de recuperación y el mantenimiento de los individuos (Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Westoby *et al.*, 2020). En arrecifes coralinos, las acciones tanto pasivas como activas, tienen el objetivo de recuperar la base biogénica del ecosistema y, con ello, sus funciones geo-ecológicas (Hein *et al.*, 2021), como la composición estructural y generación de microhábitats, la capacidad para generar sedimentos para el sustento de las playas y costas, y la capacidad para crecer en respuesta al aumento del nivel del mar (Perry & Álvarez-Filip, 2018).

Una de las técnicas de restauración activa es la propagación directa de fragmentos de coral. En general, se utilizan corales de oportunidad; es decir, fragmentos de corales que se desprenden de la colonia naturalmente mediante procesos de bioturbación, corrientes o tormentas (Monty *et al.*, 2006). Se pueden utilizar diversas especies que cumplan funciones clave (e.g. construcción de arrecifes, provisión de hábitat), lo que permite recuperar el ecosistema o, incluso, una parte de este, centrándose en un grupo específico de especies (Figueroa-Camacho & Nava, 2015).

Los programas de restauración deben ser evaluados a corto plazo (un año): en términos de diseño y ejecución de la fase inicial de la restauración, i.e. la efectividad de los métodos del trasplante; a mediano plazo (1-5 años): analizando el cumplimiento de los objetivos planteados, en términos de supervivencia, abundancia, baja prevalencia de enfermedades, etc.; a largo plazo (≥5 años): considerando información una vez que los trasplantes hayan tenido tiempo de asentarse, crecer y tener un impacto en el paisaje arrecifal, en términos de reproducción sexual, valor ecológico del arrecife y la funcionalidad del ecosistema (Goergen *et al.*, 2020). Se ha evidenciado que existen desajustes en los objetivos y las métricas utilizadas durante el seguimiento del proceso

de restauración. Por ejemplo, en ciertos programas de restauración el objetivo es restaurar la función ecológica del arrecife; sin embargo, el monitoreo está centrado en la toma de métricas de fragmentos individuales de coral. Estos desajustes impiden que se realice una evaluación de los resultados de los proyectos y, por lo tanto, de su eficacia (Hein *et al.*, 2017; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). La mayoría de los proyectos de restauración utilizan parámetros biológicos (crecimiento y supervivencia) para evaluar el éxito y efectividad de los programas de restauración; no obstante, pocos se han enfocado en medir su efecto en términos ecológicos (Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Rinkevich, 2020). Por lo anterior, una manera holística de evaluar la eficacia de un programa de restauración sería utilizando un enfoque funcional.

La ecología funcional está basada en el análisis de los atributos de las especies; es decir, en los rasgos biológicos que influyen en el desempeño de los organismos ya sea con relación a los procesos ecosistémicos, su estabilidad, las interacciones biológicas o, la modificación del hábitat (Hooper *et al.*, 2005), lo que permite predecir y anticipar las trayectorias que seguirá la comunidad en respuesta a las presiones ambientales (Mouillot *et al.*, 2013).

En el caso de los corales formadores de arrecifes, existen distintos atributos clave dentro de los que destacan la capacidad de crear estructuras tridimensionalmente complejas y, con ello, sostener funciones geo-ecológicas. Esta capacidad es conocida como funcionalidad física (FF), que permite el mantenimiento de una alta biodiversidad asociada a estos ecosistemas (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018).

La FF puede ser evaluada a través del índice de función arrecifal (IFA) el cual considera: (1) cobertura coralina; (2) la capacidad de acumulación de CaCO₃, estimada mediante la tasa de calcificación; (3) la complejidad estructural, asociada al índice de rugosidad y a la altura máxima de la colonia coralina (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2020; González-Barrios *et al.*, 2021).

Los arrecifes coralinos del Pacífico Tropical mexicano (PTM) están compuestos por ensamblajes de especies relativamente homogéneos, con representación de los géneros *Pocillopora*, *Porites*, *Psammocora* y *Pavona* (Reyes-Bonilla *et al.*, 2005). Se caracterizan por ser comunidades pequeñas, de distribución discontinua y con baja diversidad de especies (López-Pérez *et al.*, 2012; Manzello *et al.*, 2017), en donde *Pocillopora* spp. es el principal constructor arrecifal produciendo ≥ 90% de la producción total de CaCO₃ como resultado de su rápido crecimiento y alta densidad esquelética (Cabral-Tena *et al.*, 2018; Robles-Payán *et al.*, 2021).

Dentro de los arrecifes del PTM se encuentran las comunidades coralinas del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), que constituyen uno de los sitios con mayor diversidad coralina dentro del Pacífico Central Mexicano (PCM) (Cupul-Magaña *et al.*, 2000). Sin embargo, estas comunidades coralinas se han degradado como resultado de la presión de distintos estresores. El fenómeno ENOS (El Niño-Oscilación del Sur) 1997-1998, ocasionó la mortandad masiva de corales en el PCM, provocando una pérdida de más del 90% de la cobertura coralina (Carriquiry *et al.*, 2001). Posteriormente, se observó que los corales de la zona presentaban patrones de recuperación que permiten que los sistemas persistan bajo condiciones de estrés (Romero-Torres *et al.*, 2020). A pesar de ello, estresores como el incremento excesivo del turismo (en 2015 alcanzó más de 280,000 visitantes) han ocasionado que la recuperación natural del arrecife se ralentice debido a la presión que ejerce sobre el ecosistema (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017; COSTASALVAJE, 2020).

La preocupación que genera la pérdida del ecosistema arrecifal del PNIM ha llevado a que se realicen distintos esfuerzos de manejo que permitan su recuperación (Tortolero-Langarica *et al.*, 2019), siendo uno de ellos el programa de restauración coralina que comenzó con pruebas preliminares en 2013, pero que oficialmente inició en 2014 y continúa hasta la fecha.

Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la efectividad de la restauración llevada a cabo en los arrecifes de coral del Parque Nacional Islas Marietas con base en la recuperación de la funcionalidad física del sistema entre los años 2014 y 2021. En general, se espera encontrar un incremento de la FF en sitios con baja influencia de turismo y que hayan sido restaurados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El PNIM se localiza dentro de la región del PCM (20°40'35"-20°41'45" N, 105°33'30"-105°38'10" O; Figura 1). El PNIM está conformado por dos islas volcánicas: Isla Larga (IL) e Isla Redonda (IR), separadas por un canal de agua de un kilómetro, así como por dos islotes cercanos a IL. Las comunidades coralinas del PNIM se encuentran distribuidas principalmente en la parte protegida de las islas, siendo IL la que presenta mayor riqueza de corales. Estas comunidades están dominadas por corales del género *Pocillopora* en aguas someras (3-10 m) y, en aguas profundas (11-20 m) por colonias de los géneros *Porites* y *Pavona* (Hernández-Zulueta *et al.*, 2017).

Por su localización, el PNIM, se encuentra en la zona de confluencia de tres corrientes oceánicas: la Corriente de California que aporta aguas frías y ricas en nutrientes, la Corriente Costera Mexicana de aguas cálidas y bajas en nutrientes y la del Golfo de California, que proporciona aguas cálidas y con alta salinidad, lo que ocasiona importantes variaciones en la temperatura de la superficie del mar (23.3 °C – 30 °C) y transparencia del agua (Kessler, 2006; CONANP, 2007; Palacios-Hernández, 2010). El área está constantemente influenciada por anomalías térmicas decadales e interanuales como ENOS, con su fase de El Niño (anomalías de $\geq 3^{\circ}\text{C}$) y, La Niña con anomalías térmicas de $\leq 4^{\circ}\text{C}$ (CONANP, 2007; Palacios-Hernández *et al.*, 2010), las cuales han provocado eventos de blanqueamiento coralino y, en algunos casos mortandad (Cruz-García *et al.*, 2020). Además, el área se considera una importante zona de dispersión de corales en el Pacífico Tropical Oriental (PTO), con 10 especies de corales escleractinios que representan el 77% de los corales del PCM, por lo que se le atribuye ser la zona de mayor diversidad de Bahía de Banderas (CONANP, 2007; Hernández-Zulueta *et al.*, 2017).

Con base en la intensidad de turismo se seleccionaron dos de los seis sitios en los que se lleva a cabo el programa de restauración. Zona de Restauración (ZR) ubicada en IL y con baja intensidad de turismo y, Playa del Amor (PA), ubicada en IR y con alta intensidad de turismo (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017) (Fig. 1). En cada uno de los sitios se llevó a cabo la propagación asexual mediante trasplante directo de acuerdo con lo descrito por Tortolero-Langarica *et al.* (2019). Para lo anterior, se seleccionaron fragmentos de oportunidad de especies del género *Pocillopora* cuidando que fueran de tamaños similares (~ 4- 10 cm) y que estuvieran libres de signos de blanqueamiento.

Para evaluar el efecto de la restauración en la cobertura de coral (CC), durante marzo del 2014 y mayo del 2021 se estimó la CC (%)

utilizando el método de transectos de banda. En cada sitio se colocaron cinco transectos semipermanentes de 25 m paralelos a la línea de costa. El porcentaje de CC se registró utilizando seis cuadrantes (1 m²) por transecto, colocados a una distancia de ~4 m. A partir de lo anterior se obtuvo el promedio por transecto que corresponde a la unidad experimental de este estudio. En cada sitio, se diferenció entre áreas en donde se realizó restauración (transectos restaurados; ZR= 3, PA= 2) y aquellas donde no se restauró (transectos no restaurados; ZR= 2, PA= 3). En cada uno de los sitios, las especies de corales fueron identificadas en función de los rasgos morfológicos utilizando descripciones taxonómicas (Veron *et al.*, 2022). Además, de forma semi-aleatoria, a lo largo de los transectos por especie se seleccionaron 15 colonias coralinas en cada sitio. A cada colonia se le midió el diámetro (máximo y mínimo), la altura y la distancia lineal a lo largo del eje máximo de la colonia, así como la longitud del contorno desde el principio hasta el final de la colonia, con ayuda de una cadena de bola No. 9 (2-3 mm) (n= 30).

Índice de Función Arrecifal (IFA): El índice se calculó con la CC del 2014 y se comparó con la obtenida en el 2021. Para la tasa de calcificación (kg m⁻² año⁻¹), se consideró la morfología de cada especie coralina, siguiendo el método propuesto por González-Barrios & Álvarez-Filip (2018), para lo cual se consideraron los datos previamente registrados en el área de estudio de extensión (cm año⁻¹) y la densidad esquelética de cada especie (g cm⁻³) (Tortolero-Langarica *et al.*, 2016; 2017). Así mismo, la complejidad estructural se determinó con base en el índice de rugosidad (IR) a nivel de colonia, que considera la relación entre el contorno, la distancia lineal del eje más largo de la colonia y la altura máxima de la colonia (Álvarez-Filip *et al.*, 2009). Siguiendo el método planteado por González-Barrios & Álvarez-Filip (2018), la tasa de calcificación, la rugosidad y la altura máxima de la colonia se estandarizaron para obtener valores en un rango de 0-1 debido a la diferencia de escalas de medición, con base en la siguiente fórmula, donde es el valor de cada una de las variables:

Para el cálculo del IFA (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018), se obtuvo el coeficiente funcional (CF) por especie, el cual se calcula promediando las variables estandarizadas (tasa de calcificación, rugosidad y altura de la colonia). Posteriormente, el IFA se calculó con la sumatoria del producto de la CC de cada especie presente en el sitio (expresada como porcentaje), por su respectivo valor de CF para cada sitio y año.

Para facilitar la interpretación de los datos, se calculó la raíz cuarta de los IFA, obteniendo valores entre 0 y 1, donde los cercanos a 0 representan sitios con baja funcionalidad arrecifal y valores cercanos a 1 sitios con alta funcionalidad.

Se calcularon los porcentajes de cambio (incremento o decremento) entre 2014 y 2021, tanto de CC, como de IFA, para cada uno de los sitios.

Finalmente, para explorar y comparar patrones y tendencias de la CC e IFA obtenidos entre sitios, condiciones (R y NR) y años (2014 y 2021), se realizaron análisis de componentes principales (ACP) utilizando una matriz de correlación dado que las variables analizadas se midieron en unidades diferentes. Cabe mencionar que los datos presentaron altas correlaciones, así mismo, cada uno de los ACP se rotó (rotación varimax) para maximizar la varianza explicada por cada factor (Manly & Alberto, 2016). Se decidió utilizar este método estadístico debido a que el tamaño de la muestra (n) no es suficiente para realizar una inferencia estadística.

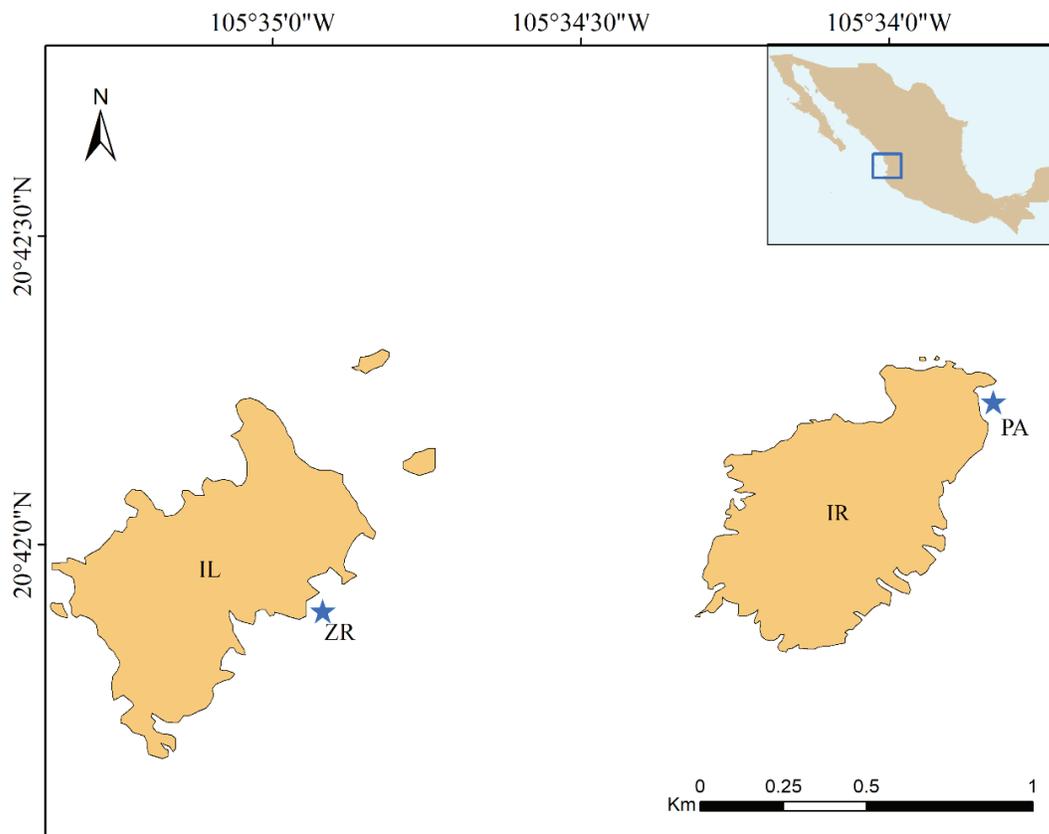


Figura 1. Mapa del área de estudio y los sitios de muestreo. Abreviaciones: IL; Isla Larga; IR, Isla Redonda; ZR; sitio Zona de Restauración; PA; sitio Playa del Amor.

RESULTADOS

El ensamblaje coralino estuvo representado por seis especies, donde destacan aquellas que pertenecen al género *Pocillopora*, seguido por *Pavona* y *Porites* (Fig. 2). En ambos sitios el ensamblaje fue similar. Sin embargo, *Pocillopora grandis* (Dana, 1846) y *Pavona clavus* (Dana, 1846) se registraron en ZR y no en PA. La tasa de calcificación varió entre las especies, siendo *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) la que presentó una mayor tasa de calcificación y *Porites panamensis* (Verrill, 1866) la menor (Tabla 1). Las colonias de *P. grandis* y *P. panamensis*, presentaron los valores más altos y más bajos del índice de rugosidad, con 5.75 ± 0.24 y 1.59 ± 0.29 , respectivamente (Tabla 1). Así mismo, *P. clavus* y *P. panamensis* tuvieron alturas máximas y mínimas de 25 ± 10 cm y 9 ± 5 cm, respectivamente (Tabla 1).

Los CF obtenidos (Tabla 1) variaron entre 0.01 (*P. panamensis*) y 0.74 (*P. grandis*). Las especies de *Pocillopora* presentaron los CF más elevados con un promedio de 0.66 ± 0.07 , seguido de *P. clavus* (0.28) y por último *P. panamensis* (0.1).

PA, tuvo una riqueza de especies menor que la de ZR ($S=4$ y $S=6$, respectivamente), siendo *P. verrucosa* la especie que mostró mayor CC en ambos sitios (Fig. 2).

La CC incrementó en ambos sitios; no obstante, los transectos NR de PA presentaron valores menores (2014 = 3.06%; 2021 = 3.33%) en comparación con ZR (2014 = 43.92%; 2021 = 57.42%) (Fig. 2). El porcentaje de incremento de CC de los transectos NR fue de 9% en PA y de 31% en ZR.

Respecto a los transectos R, en el año 2014, PA presentó una CC de 12.50%, mientras que ZR tuvo 16.89%. En el año 2021, PA tuvo una CC de 29.92%, mientras que la de ZR fue de 46.06%. En ambos sitios se observó un incremento de la CC en los transectos restaurados de 2014 a 2021, siendo de 139% en PA, y de 1,732.70% en ZR.

El ACP agrupó los transectos con base en la CC obtenidos de acuerdo con el sitio, año y condición. Se formaron 5 grupos relativamente homogéneos. En el primer grupo están los transectos NR de PA del 2014. En el segundo los transectos R de ambos sitios del 2014. El tercer grupo está compuesto por los transectos NR de PA del 2021. El cuarto grupo por los transectos NR de ZR del 2021.

Finalmente, el quinto grupo lo componen la mayoría de los transectos R de ambos sitios del 2021. Cabe señalar que hubo tres transectos que se separaron de los grupos principales, dos NR de ZR del 2014, y un transecto R de PA del 2021 (Fig. 3). En conjunto, los dos primeros componentes explicaron ~ 79% de la varianza. La CC se correlacionó

positivamente con PC1 (46.16% de la varianza explicada), mientras que el año y la condición se correlacionó positivamente con PC2 (33.33% de la varianza explicada).

En el año 2014, los transectos NR en PA presentaron un menor IFA (0.28) respecto a los de ZR (0.72). De igual forma, en el 2021, los transectos NR de PA presentaron un IFA de 0.35, mientras que los de ZR 0.78. El incremento del IFA en los transectos NR fue mayor en PA (25%) respecto al presentado por los de ZR (8%) (Fig. 4).

En cuanto a los transectos R en el año 2014, PA tuvo menor IFA (0.49) respecto a ZR (0.55). De igual forma, en 2021, los transectos R en PA presentaron un IFA de 0.66, mientras que los de ZR 0.73 (Fig. 4). El porcentaje de incremento del IFA en ambos sitios fue igual, 34% en ambos sitios.

El ACP agrupó los transectos con base en los resultados del IFA obtenidos por sitio, año y condición. Se formaron seis grupos relativamente homogéneos. En el primer grupo están los transectos NR de PA del 2014. En el segundo los transectos NR de ZR del 2014. El tercer grupo lo componen transectos R tanto de PA como de ZR, del 2014.

El cuarto grupo incluye los transectos NR de PA del 2021. El quinto grupo está formado por los transectos NR de ZR del 2021. Finalmente, el sexto grupo cuenta con los transectos R de ambos sitios del 2021 (Fig. 5). En conjunto, los dos primeros componentes explicaron ~ 83% de la varianza. El IFA se correlacionó positivamente con PC1 (49.62% de la varianza explicada), mientras que el año y la condición se correlacionaron positivamente con PC2 (33.33% de la varianza explicada). Cabe señalar que los transectos R del año 2014 estuvieron correlacionados con el Componente 2 (Año y Condición), agrupando ambos sitios. Así mismo, los transectos R del 2021 también formaron un grupo homogéneo agrupando los dos sitios, el cual estuvo correlacionado con el Componente 1 (IFA). Por otro lado, los transectos NR del 2021 de ambos sitios estuvieron correlacionados con el Componente 2 (Año y Condición). Contrario a lo que sucedió con los transectos R de ambos años, los sitios se separaron en dos grupos. Los transectos NR del 2014 estuvieron correlacionados con el IFA (Componente 1), separando ambos sitios. En términos generales, las agrupaciones demostraron que los transectos se separaron tanto por años, como por condición (restaurado vs no restaurado).

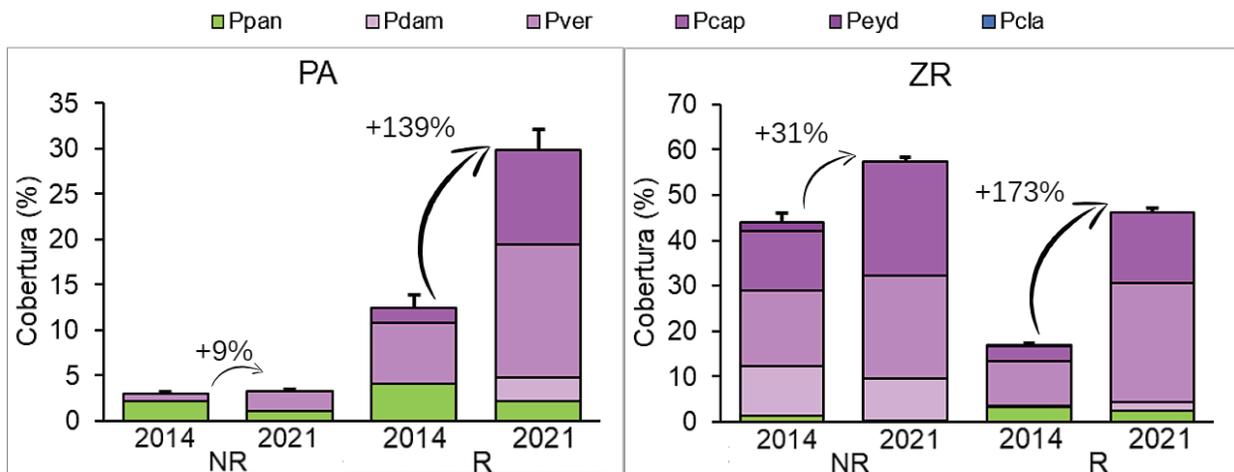


Figura 2. Cobertura coralina y contribución de cada especie en el PNIM. Abreviaciones: NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados; Ppan, *Porites panamensis*; Pdam, *Pocillopora damicornis*; Pver, *Pocillopora verrucosa*; Pcap, *Pocillopora capitata*; Peyd, *Pocillopora grandis*; Pcla, *Pavona clavus*; PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración. Las barras de error representan la desviación estándar (DE).

Tabla 1. Tasa de calcificación, índice de rugosidad, altura promedio y coeficiente funcional para cada una de las especies coralinas del PNIM. DE = Desviación estándar; CF = Coeficiente funcional.

Especies	Tasa de calcificación (kg CaCO ₃ m ⁻² año ⁻¹)	Índice de rugosidad	DE	Altura (cm)	DE	CF
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	3.66	1.59	0.29	9	5	0.01
<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)	24.97	3.43	0.24	23	0	0.57
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	25.70	5.13	2.00	17	9	0.67
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	23.28	5.41	0.93	21	7	0.68
<i>Pocillopora grandis</i> (Dana, 1846)	25.44	5.75	0.95	21	7	0.74
<i>Pavona clavus</i> (Dana, 1846)	12.79	1.88	0.47	25	10	0.28

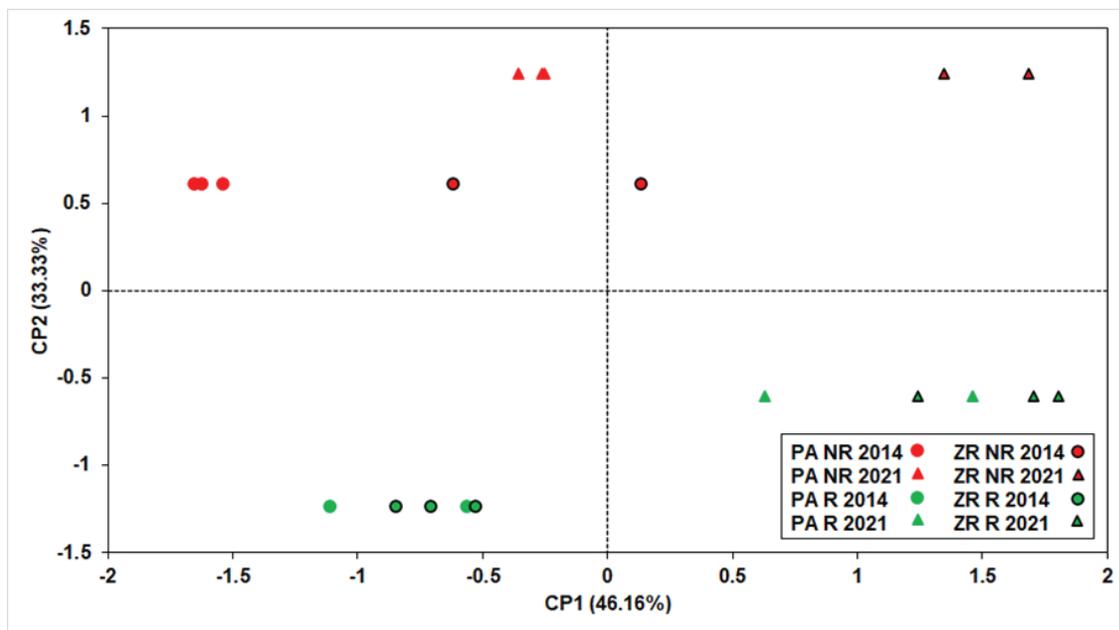


Figura 3. Ordenación de los transectos con base en la cobertura coralina obtenida por sitio, año y condición. Abreviaciones: PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración; NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados.

DISCUSIÓN

Este estudio es uno de los primeros acercamientos a la evaluación del éxito de la restauración a un nivel ecológico y funcional. Los resultados obtenidos son de gran interés para futuras evaluaciones de programas de restauración. Respecto al ensamblaje de especies de corales, los resultados mostraron que la riqueza de especies de ZR es más alta, concordando con lo reportado en estudios previos, donde se explica que IL presenta mayor riqueza de corales que IR (CONANP, 2007). En este estudio, la especie dominante fue *P. verrucosa* probablemente debido a la resistencia fisiológica que tiene la especie a las anomalías térmicas (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2014), coincidiendo con lo descrito por Hernández-Zulueta *et al.* (2017), quienes explican que la comunidad coralina del PNIM se caracteriza por tener una alta CC de *Pocillopora*, seguido de *Pavona* y *Porites*. Lo anterior es importante debido a que la funcionalidad del ecosistema está estrechamente relacionada con la configuración del ensamblaje coralino (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

La región del PTO se ha caracterizado por el desarrollo de comunidades coralinas de tipo mono-específicas con alta cobertura de corales del género *Pocillopora* (Glynn & Ault, 2000; Romero-Torres *et al.*, 2020). La capacidad de las especies de este género de mantener una alta cobertura es debida a su alta tasa de crecimiento y alto éxito de propagación asexual por fragmentación (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 2009; Tortolero-Langarica *et al.*, 2017; Cabral-Tena *et al.*, 2020). Sin embargo, este género es el que se ha visto más afectado en la región por los eventos de blanqueamiento y mortandad masiva, con una pérdida de más del 90% de su cobertura hace casi tres décadas, asociada al evento ENOS 1997-1998 (Carriquiry *et al.*, 2001) y recientemente al evento ENOS del 2014-2016 que tuvo repercusiones a nivel global (Hughes *et*

al., 2018). A pesar de esto, en el PTO hay evidencia de un incremento en la capacidad de resistencia y resiliencia de los corales del género *Pocillopora* (Romero-Torres *et al.*, 2020), inclusive en ambientes con una alta presión tanto turística como urbana (Martínez-Castillo *et al.*, 2020), lo cual ha permitido no solo que permanezca, sino que tenga una alta representatividad, lo que explica por qué es el género que tuvo mayor cobertura (> 80% cobertura relativa) en el área de estudio.

Respecto a los CF obtenidos en el presente estudio, el CF de *P. panamensis* es el más bajo, lo que se ve reflejado en que su aporte a la FF es de menos del 1% (Fig. 4) en casi todos los casos (exceptuando PA, 2014, NR). Por el contrario, los CF de las especies del género *Pocillopora* son los más altos, por lo que es el género que tiene un mayor aporte a la FF, en ambos sitios su aporte fue > 95%, debido a sus altas tasas de calcificación y a su complejidad estructural. Lo anterior concuerda con lo reportado por Cabral-Tena *et al.* (2020) para el Pacífico Sur mexicano; los autores mencionan que las especies del género *Pocillopora* tienen los CF más altos (0.73 ± 0.37), seguido de las especies del género *Pavona* (0.4 ± 0.24) y, por último, *P. panamensis* (0.02) (Tabla 2). De igual manera, los autores mencionan que *P. verrucosa* tuvo la tasa más alta de calcificación y *P. panamensis* la más baja; *Pocillopora meandrina* (Dana, 1846) y *Pavona varians* (Verrill, 1864) los valores de rugosidad más altos y más bajos, respectivamente; mientras que *Pavona gigantea* (Verrill, 1869) y *P. panamensis* las alturas más altas y más bajas, respectivamente.

Sin embargo, en ambos sitios del PNIM, *P. grandis* es la especie con el CF más alto, atribuido probablemente al alto valor de rugosidad que tienen las colonias de esta especie en la zona, y no *Pocillopora capitata* (Verrill, 1864) como reportan para Huatulco Cabral-Tena *et al.* (2020).

La configuración del ensamblaje de especies de coral de Huatulco y del PNIM es diferente; particularmente, se puede mencionar que la riqueza de especies es mayor en Huatulco. Por otro lado, al comparar los valores de los CF de las diferentes especies entre ambas áreas de estudio son más altos en Huatulco (Tabla 2). No obstante, la contribución por especie a la funcionalidad del arrecife sigue el mismo patrón en ambas zonas. La funcionalidad física de los arrecifes depende, en gran medida del ensamblaje y la abundancia de especies con funciones clave (González-Barrios & Álvarez-Filip *et al.*, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2018, 2020); por lo que, para el Pacífico mexicano, las especies pertenecientes al género *Pocillopora* son especies clave que determinan el potencial funcional físico del área (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

Comparativamente, la CC en Huatulco en el 2020 tuvo un promedio de $48.57 \pm 18.09\%$ (Cabral-Tena *et al.*, 2020); es decir, que tiene mayor CC que la reportada para ambos sitios del PNIM y para ambos periodos de estudio, a excepción de la CC de los transectos NR del 2021 en el sitio ZR (57.42%). A pesar de ello, los valores promedios de cobertura reportados en el año 1991 para el estado de Nayarit (seis sitios incluyendo el PNIM) fueron $>35\%$ (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997), por lo que se puede inferir que la CC del PNIM se está recuperando y, si continúa así, pudiera llegar a alcanzar sus valores históricos. Es importante aclarar que en el PNIM existen otros sitios con presencia de comunidades coralinas, por lo que sería importante conocer cuál es el comportamiento de la CC en los demás sitios. Así mismo, vale la pena mencionar que las zonas del PNIM en las que no se llevaron a cabo acciones de restauración, son zonas mejor conservadas y, especialmente en ZR, existe una plataforma bien desarrollada de *Pocillopora*, lo que explica la alta CC que presentó.

Los resultados sugieren que el aumento de la CC observado en ambos sitios (Fig. 2), se encuentra principalmente explicado por las intervenciones de restauración pues para el 2021 la CC fue mayor en los transectos R, a pesar de que en el 2014 esta era menor respecto a los transectos NR. Lo anterior coincide con lo descrito en cuatro regiones del mundo (Tailandia, Maldivas, Florida y St Croix), en donde posterior a la implementación de un programa de restauración la cobertura coralina incrementó en mayor medida en áreas restauradas en comparación con

áreas no restauradas (Hein *et al.*, 2021). Aunque se ha descrito que la CC es una representación incompleta de la condición y el funcionamiento del arrecife (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018), es una de las métricas que comúnmente se utilizan para reportar escenarios obtenidos a partir de distintos esfuerzos de restauración, por lo que la resulta de utilidad para comparar los resultados y evidencias entre estudios.

Para el Pacífico mexicano, el único estudio que ha analizado la funcionalidad física coralina a través del IFA es el realizado por Cabral-Tena *et al.* (2020) para la zona de Huatulco, donde se reporta un IFA de 0.71 ± 0.10 . Comparado con el obtenido en el presente estudio, se puede notar que es más alto que el de PA durante ambos años y las dos condiciones de estudio (R y NR). Sin embargo, el IFA obtenido en los transectos de PA R del año 2021 (0.66), es similar al de Huatulco. Era de esperarse que Huatulco presente valores más elevados, puesto que posee una mayor CC compuesta principalmente por pocilopóridos, que son quienes más aportan a la FF del arrecife debido a su complejidad estructural y tasa de calcificación (Tabla 1).

Adicionalmente, a pesar de que ZR presenta, en general, valores más bajos de CC y CF comparados con los de Huatulco, el IFA calculado en ZR fue mayor en ambos años y condiciones (a excepción del obtenido en los transectos R del año 2014). Lo anterior puede atribuirse a que la especie dominante en ZR fue *P. verrucosa* y posee uno de los CF más altos del género *Pocillopora* (Tabla 1), mientras que, en Huatulco, la especie dominante es *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (que tiene un CF menor).

Si bien la CC incrementó en los dos sitios de estudio, este resultó mayor en Zona de Restauración. En este sitio se ha reportado una sobrevivencia alta de trasplantes, además de ser considerado un vivero natural de corales donde el principal modo de reproducción es el asexual (Tortolero-Langarica *et al.*, 2014, 2019). Por el contrario, PA se encuentra en IR, por lo tanto, más cercana a tierra y experimenta una mayor presión antrópica. Históricamente, es el sitio con mayor impacto turístico (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017), lo que sugiere un impacto negativo en la recuperación de la CC. No obstante, el incremento de la FF en los transectos NR, fue mayor en PA, mientras que para los transectos R el incremento fue muy similar en los dos sitios (Fig. 5).

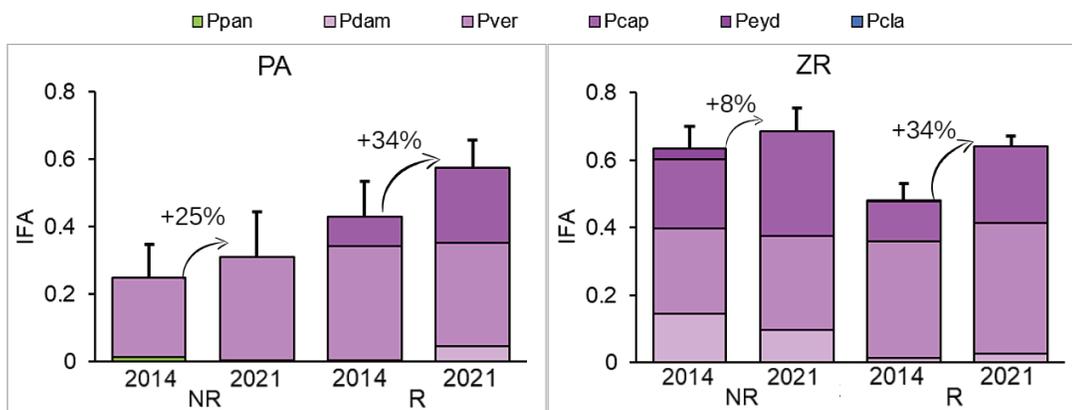


Figura 4. Índice de función arrecifal y porcentajes de incremento del PNIM por sitio. Abreviaciones: NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados; Ppan, *Porites panamensis*; Pdam, *Pocillopora damicornis*; Pver, *Pocillopora verrucosa*; Pcap, *Pocillopora capitata*; Peyd, *Pocillopora grandis*; Pcla, *Pavona clavus*; PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración. Las barras de error representan la desviación estándar (DE).

De acuerdo con nuestros resultados, PA está recuperando la FF arrecifal, explicado por un incremento de la cobertura de especies del género *Pocillopora*, principalmente *P. capitata* y *P. verrucosa*, que poseen altos CF (Tabla 1). Lo anterior, se ve reflejado en un mayor aporte al potencial funcional, que para los transectos R de 2021 fue de 39% (*P. capitata*) y 54% (*P. verrucosa*), aunado a un menor aporte de *P. damicornis* (7%). Mientras que, para los NR el principal aporte funcional fue dado por *P. verrucosa*, siendo del 99% en el 2021 (Fig. 4). Es importante mencionar que aunque en PA parte de la CC está dada por *P. panamen-*

sis (1-4%), esta especie no contribuye de manera notable a la FF (< 1%), por lo que no se puede ver reflejada en los gráficos del IFA (Fig. 4). Lo anterior, concuerda con lo que se ha demostrado en el sur del Pacífico mexicano, donde la funcionalidad en sitios dominados por *P. panamensis* es menor a la dominada por pocilopóridos, incluso cuando la cobertura coralina es alta (Cabral-Tena *et al.*, 2020). Por su parte, el incremento de CC de ZR, está dado en mayor medida por *P. verrucosa*, que tiene un CF menor que el de *P. capitata* (Tabla 1). Sin embargo, debido a que la CC de *P. verrucosa* es mayor, su aporte a la FF en los

Tabla 2. Comparación de los coeficientes funcionales de los ensamblajes coralinos de este estudio y de Huatulco, ambos en el Pacífico Tropical Oriental.

Especies	Sitios de estudio del PNIM (este estudio)	Huatulco (Cabral-Tena <i>et al.</i> , 2020)
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	0.01	0.02
<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0.57	0.67
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	0.67	0.74
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	0.68	0.77
<i>Pocillopora grandis</i> (Dana, 1846)	0.74	0.73
<i>Pocillopora meandrina</i> (Dana, 1846)	-	0.74
<i>Pocillopora elegans</i> (Dana, 1846)	-	-
<i>Pavona gigantea</i> (Verrill, 1869)	-	0.57
<i>Pavona clavus</i> (Dana, 1846)	0.28	-
<i>Pavona varians</i> (Verrill, 1869)	-	0.23

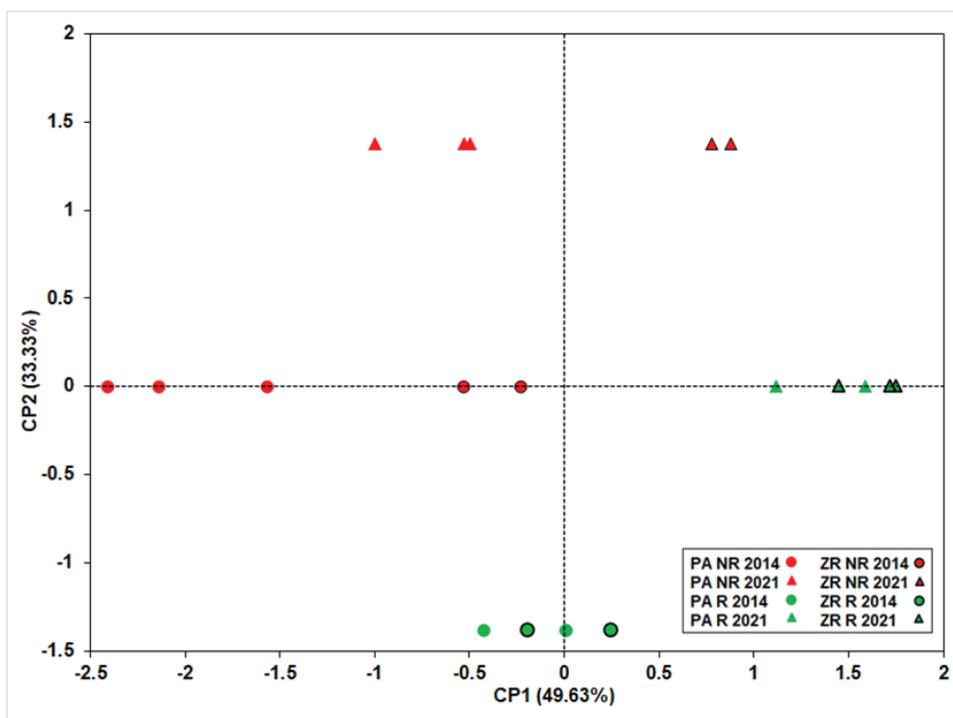


Figura 5. Ordenación de los transectos con base en los resultados del índice de función arrecifal obtenido por sitio, año y condición. Abreviaciones: PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración; NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados.

transectos R de 2021 fue del 60%, mientras que el de *P. capitata* fue del 36% (Fig. 4). Además, cabe mencionar que el aporte a la FF de *P. clavus* es menor que el de los pocilopóridos, pero notablemente mayor que el de *P. panamensis*, debido a su morfología tridimensional. El aporte a la FF de *P. clavus* en ZR fue de 0.68% con una CC del 0.2%, mientras que el aporte a la FF de *P. panamensis* fue de 0.49% con una CC del 3% (Fig. 4). El conocer la contribución de cada especie a la FF permite explicar que se pueden obtener valores similares de IFA, como en el caso de Huatulco (Cabral-Tena *et al.*, 2020) y los sitios de este estudio, debido a variaciones en la complejidad estructural y a la tasa de calcificación.

Adicionalmente, el incremento de la CC y FF resultó mayor en los transectos R en ambos sitios (Figs. 3 y 5). Por lo anterior, se puede inferir que los esfuerzos de restauración con especies del género *Pocillopora*, están siendo efectivos ya que han promovido la recuperación de la FF, incluidas zonas donde el impacto antrópico había ocasionado disminuciones en la CC (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017). Lo anterior está apoyado por los resultados obtenidos por el ACP, los cuales mostraron una serie de agrupamientos de los transectos, diferenciando entre sitios, años y condición. Los resultados separan en grupos distintos los transectos restaurados y los no restaurados, así como los provenientes de distintos años y sitios de estudio. Como se discutió con anterioridad, esto puede ser resultado de las intervenciones de restauración, de las condiciones físicas que tienen ambas islas (cercanía a tierra, plataforma bien desarrollada en ZR) y, de las diferencias históricas de la presión turística en cada uno de los sitios.

Finalmente, el uso del IFA resultó de relevancia para evaluar la efectividad de las intervenciones de restauración, lo que sugiere que la herramienta pudiera ser de relevancia para evaluar estrategias de ingeniería ecológica aplicada en arrecifes coralinos que han sido fuertemente perturbados por las actividades humanas (Mitsch, 2012). Sin embargo, es necesario continuar realizando monitoreos que permitan seguir analizando la trayectoria de rehabilitación que siguen los arrecifes del PNIM.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado de Ecología Marina de CICESE, al LEMAC de la UDG, al proyecto CONACYT CF 2019/866397 "Evaluación de la función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano", y a la beca CONACYT para posgrados (CVU 135762).

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-FILIP, L., N.K. DULVY, J.A. GILL, I.M. CÔTÉ & A.R. WATKINSON. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1669): 3019-3025. DOI: 10.1098/rspb.2009.0339
- BAYRAKTAROV, E., A.T. BANASZAK, P. MONTOYA MAYA, J. KLEYPAS, J.E. ARIAS-GONZÁLEZ, M. BLANCO, J. CALLE-TRIVIÑO, N. CHARUVI, C. CORTÉS-USECHE, V. GALVÁN, M.A. GARCÍA SALGADO, M. GNECCO, S.D. GUENDULAIN-GARCÍA, E.A. HERNÁNDEZ DELGADO, J.A. MARÍN MORAGA, M.F. MAYA, S. MENDOZA QUIROZ, S. MERCADO CERVANTES, M. MORIKAWA, G. NAVA, V. PIZARRO, R.I. SELLARES-BLASCO, S.E. SULEIMÁN RAMOS, T. VILLALOBOS CUBERO, M.F. VILLALPANDO & S. FRIAS-TORRES. 2020. Coral reef restoration efforts in Latin American countries and territories. *PLOS ONE* 15(8): e0228477. DOI: 10.1371/journal.pone.0228477
- BOSTRÖM-EINARSSON, L., R.C. BABCOCK, E. BAYRAKTAROV, D. CECCARELLI, N. COOK, S.C.A. FERSE, B. HANCOCK, P. HARRISON, M. HEIN, E. SHAVER, A. SMITH, D. SUGGETT, P.J. STEWART-SINCLAIR, T. VARDI & I.M. MCLEOD. 2020. Coral restoration - A systematic review of current methods, successes, failures, and future directions. *PLOS ONE* 15(1): e0226631. DOI: 10.1371/journal.pone.0226631
- BURKE, L., K. REYSTAR, M. SPALDING & A. PERRY. 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute. Washington, D.C. 114 p.
- CABRAL-TENA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, H. REYES-BONILLA, L.E. CALDERÓN-AGUILERA, C.O. NORZAGARAY-LÓPEZ, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. CUPUL-MAGAÑA, A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. AYALA-BOCOS. 2018. Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: Reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators* 95: 726-734. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.021
- CABRAL-TENA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ÁLVAREZ-FILIP, F.J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L.E. CALDERÓN-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119: 726-734. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106795
- CARRIQUIRY, J.D. & H. REYES-BONILLA. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 23(2): 227-248.
- CARRIQUIRY, J., A. CUPUL-MAGAÑA, F. RODRÍGUEZ ZARAGOZA & P. MEDINA-ROSAS. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and Prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science* 69: 237-249.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2007. *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Islas Marietas*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. Diciembre: 155 p.
- COSTASALVAJE. 2020. *Estado de Conservación de los Corales del Pacífico Mexicano*. México, pp. 44.
- CRUZ-GARCÍA R., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. MAYFIELD, A. CUPUL-MAGAÑA. 2020. Ephemeral effects of El Niño southern oscillation events on an eastern tropical Pacific coral community. *Marine and Freshwater Research*. DOI: 10.1071/MF18481
- CUPUL-MAGAÑA, A.L. & A. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017. Tourist carrying capacity at Islas Marietas National Park: An essential tool to protect the coral community. *Applied Geography* 88: 15-23. DOI: 10.1016/j.apgeog.2017.08.021
- CUPUL-MAGAÑA, A.L., O.S. ARANDA-MENA, P. MEDINA-ROSAS Y V. VIZCAÍNO-OCHOA. 2000. Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* 2(1): 15-22.
- DE GROOT, R., L. BRANDER, S. VAN DER PLOEG, R. COSTANZA, F. BERNARD, L. BRAAT, M. CHRISTIE, N. CROSSMAN, A. GHERMANDI, L. HEIN, S. HUSSAIN, P. KUMAR, A. MCVITTIE, R. PORTELA, L.C. RODRÍGUEZ, P. TEN BRINK & P. VAN BEUKERING. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50-61. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- FIGUEROA-CAMACHO, A. & H. NAVA. 2015. Rehabilitación de la cobertura de corales del género *Pocillopora* (Lamarck 1816) usando una técnica adaptada a hábitats rocosos sublitorales. *Biológicas* 17(1): 31.

- GLYNN, P.W. & J.S. AULT. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs* 19(1): 1-23. DOI: 10.1007/s003380050220
- GOERGEN, E.A., S. SCHOPMEYER, A.L. MOULDING, A. MOURA, P. KRAMER & T.S. VIEHMAN. 2020. Coral reef restoration monitoring guide: Methods to evaluate restoration success from local to ecosystem scales. DOI:10.25923/xndz-h538
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F.J. & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2018. A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators* 95: 877-886. DOI: 10.1016/j.ecoind.2018.08.038
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F.J., R.A. CABRAL-TENA & L. ALVAREZ-FILIP. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology* 27(3): 640-651. DOI: 10.1111/gcb.15431
- HEIN, M.Y., B.L. WILLIS, R. BEEDEN & A. BIRTLES. 2017. The need for broader ecological and socioeconomic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. *Restoration Ecology* 25(6): 873-883. DOI: 10.1111/rec.12580
- HEIN, M.Y., T. VARDI, E.C. SHAVER, S. PIOCH, L. BOSTRÖM-EINARSSON, M. AHMED, G. GRIMSDITCH & I.M. MCLEOD. 2021. Perspectives on the use of coral reef restoration as a strategy to support and improve reef ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*. DOI: 10.3389/fmars.2021.618303
- HERNÁNDEZ-ZULUETA, J., F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, R. ARAYA, O. VARGAS-PONCE, A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.L. CUPUL-MAGAÑA, L. DÍAZ-PÉREZ, E. RÍOS-JARA & M. ORTIZ. 2017. Multi-scale analysis of hermatypic coral assemblages at Mexican Central Pacific. *Scientia Marina* 81(1): 91-102. DOI: 10.3989/scimar.04371.12
- HOEGH-GULDBERG, O., P.J. MUMBY, A.J. HOOTEN, R.S. STENECK, P. GREENFIELD, E. GOMEZ, C.D. HARVELL, P.F. SALE, A.J. EDWARDS, K. CALDEIRA, N. KNOWLTON, C.M. EAKIN, R. IGLESIAS-PRIETO, N. MUTHIGA, R.H. BRADBURY, A. DUBI & M.E. HATZIOLOS. 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318(5857): 1737-1742. DOI:10.1126/science.1152509
- HOOPER, D., F.S. CHAPIN III, J.J. EWEL, A. HECTOR, P. INCHAUSTI, S. LAVOREL, J.H. LAWTON, D. LODGE, M. LOREAU, S. NAEEM, B. SCHMID, H. SETÁLA, A. SYMSTAD, V. J.J. & D. WARDLE. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35. DOI:10.1890/04-0922
- HUGHES, T.P., A.H. BAIRD, D.R. BELLWOOD, M. CARD, S.R. CONNOLLY, C. FOLKE, R. GROSBERG, O. HOEGH-GULDBERG, J.B.C. JACKSON, J. KLEYPAS, J.M. LOUGH, P. MARSHALL, M. NYSTRÖM, S.R. PALUMBI, J.M. PANDOLFI, B. ROSEN & J. ROUGHGARDEN. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301(5635): 929-933. DOI:10.1126/science.1085046
- HUGHES, T.P., K.D. ANDERSON, S.R. CONNOLLY, S.F. HERON, J.T. KERRY, J.M. LOUGH, A.H. BAIRD, J.K. BAUM, M.L. BERUMEN, T.C. BRIDGE, D.C. CLAAAR, C.M. EAKIN, J.P. GILMOUR, N.A.J. GRAHAM, H. HARRISON, J.-P.A. HOBBS, A.S. HOEY, M. HOOGENBOOM, R.J. LOWE, M.T. MCCULLOCH, J.M. PANDOLFI, M. PRATCHETT, V. SCHOEPF, G. TORDA & S.K. WILSON. 2018. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science* 359(6371): 80-83. DOI:10.1126/science.aan8048
- KESSLER, W. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 181-217. DOI: 10.1016/j.pcean.2006.03.009
- LÓPEZ-PÉREZ, R.A., L.E. CALDERÓN-AGUILERA, H. REYES-BONILLA, J.D. CARRIQUIRY, P. MEDINA-ROSAS, A.L. CUPUL-MAGAÑA, M.D. HERRERO-PÉREZRUZ, H.A. HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, M.Á. AHUMADA-SEMPOAL & B.M. LUNA-SALGUERO. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33(4): 407-416. DOI:10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- MANLY, B.F. & J.A.N. ALBERTO. 2016. Multivariate statistical methods: a primer. Chapman and Hall/CRC. 269 p.
- MANZELLO, D., C.M. EAKIN & P. GLYNN. 2017. Effects of global warming and ocean acidification on carbonate budgets of eastern Pacific coral reefs. In: Glynn, P., D. Manzello & I.C. Enochs (eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. Springer, pp. 517-533.
- MARTÍNEZ-CASTILLO, V., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, J.D. SANTIAGO-VALENTÍN & A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2020. The influence of urban pressures on coral physiology on marginal coral reefs of the Mexican Pacific. *Coral Reefs* 39(3): 625-637. DOI:10.1007/s00338-020-01957-z
- MITSCH, W.J. 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering* 45: 5-12. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.013
- MONTY, J.A., D.S. GILLIAM, K. BANKS, D.K. STOUT & R. DODGE. 2006. Coral of opportunity survivorship and the use of coral nurseries in coral reef restoration. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*. 1665-1673.
- MOUILLOT, D., N.A.J. GRAHAM, S. VILLÉGER, N.W.H. MASON & D.R. BELLWOOD. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28(3): 167-177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- NORSTRÖM, A.V., M. NYSTRÖM, J. LOKRANTZ & C. FOLKE. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series* 376: 295-306.
- PALACIOS-HERNÁNDEZ, E., L.E. CARRILLO, A. FILONOV, L. BRITO-CASTILLO & C.E. CABRERA-RAMOS. 2010. Seasonality and anomalies of sea surface temperature off the coast of Nayarit, Mexico. *Ocean Dynamics* 60(1): 81-91. DOI: 10.1007/s10236-009-0244-z
- PERRY, C.T. & L. ALVAREZ-FILIP. 2018. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology* 33(6): 976-988. DOI: 10.1111/1365-2435.13247
- REYES-BONILLA, H., L. CALDERÓN-AGUILERA, G. CRUZ-PIÑÓN, P. MEDINA-ROSAS, R.A. PÉREZ, M. HERRERO, G. LEYTE-MORALES, A. CUPUL-MAGAÑA & J. CARRIQUIRY. 2005. *Atlas de corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico Mexicano*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. México. 116 p.
- REYES-BONILLA, H. & LÓPEZ-PÉREZ, A. 2009. Corals and coral-reef communities in the Gulf of California. In: Johnson ME, Ledesma-Vásquez J (eds.). *Atlas of Coastal Ecosystems in the Gulf of California. Past and Present*. University of Arizona Press, pp. 45-57.
- RINKEVICH, B. 2019. The active reef restoration toolbox is a vehicle for coral resilience and adaptation in a changing world. *Journal of Marine Science and Engineering* 7(7): 201.

- RINKEVICH, B. 2020. Ecological engineering approaches in coral reef restoration. *ICES Journal of Marine Science* 78:410-420. DOI: 7810.1093/icesjms/fsaa022
- ROBLES-PAYÁN, A., H. REYES-BONILLA & C. CÁCERES-MARTÍNEZ. 2021. Crecimiento y supervivencia de corales durante la fase inicial de cultivo en La Paz, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2021.92.3594
- RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.P., E. CARPIZO-ITUARTE, D.T. PETTAY, M.E. WARNER & A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2014. The effects of an abnormal decrease in temperature on the Eastern Pacific reef-building coral *Pocillopora verrucosa*. *Marine Biology* 161(1): 131-139. DOI: 10.1007/s00227-013-2322-5
- ROMERO-TORRES, M., A. ACOSTA, A.M. PALACIO-CASTRO, E.A. TREML, F.A. ZAPATA, D.A. PAZ-GARCÍA & J.W. PORTER. 2020. Coral reef resilience to thermal stress in the eastern tropical Pacific. *Global Change Biology* 26(7): 3880-3890. DOI: 10.1111/gcb.15126
- SOUTER, D., S. PLANES, J. WICQUART, M. LOGAN, D. O'BURA & F. STAUB. 2020. Status of coral reefs of the world: 2020. *In: International Coral Reef Initiative* (eds.). Global coral reef monitoring network report. Australian Government. Australia, pp. 3-19.
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.L. CUPUL-MAGAÑA & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2014. Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean & Coastal Management* 96: 12-19. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.L. CUPUL-MAGAÑA, J.P. CARRICART-GANIVET, A.B. MAYFIELD & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2016. Differences in growth and calcification rates in the reef-building coral *Porites lobata*: The implications of morphotype and gender on coral growth. *Frontiers in Marine Science* 3(179): 1-10. DOI: 10.3389/fmars.2016.00179
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., J.P. CARRICART-GANIVET, A.L. CUPUL-MAGAÑA & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017. Historical insights on growth rates of the reef-building corals *Pavona gigantea* and *Porites panamensis* from the northeastern tropical Pacific. *Marine Environmental Research* 132: 23-32. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.10.004
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.L. CUPUL-MAGAÑA, L.C. ALARCÓN-ORTEGA & J.D. SANTIAGO-VALENTIN. 2019. Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. *Ecological Engineering* 128: 89-97. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.01.002
- VERON J.E.N., STAFFORD-SMITH M.G., TURAK E. & DeVANTIER L.M. 2022. Corals of the World. (0.01 Beta). Disponible en línea en: <http://coralsoftheworld.org> (consultado el 7 octubre 2022)
- WESTOBY, R., S. BECKEN & A.P. LARIA. 2020. Perspectives on the human dimensions of coral restoration. *Regional Environmental Change* 20(4): 109. DOI: 10.1007/s10113-020-01694-7