

Eficiencia en la auto-recuperación de tejido de coral vivo en colonias donadoras de *Orbicella faveolata* utilizadas para intervención coralina en el Caribe mexicano

Amayrani M Gutiérrez-Coral^{1,2}, Gabriela Gutiérrez-Estrada², Juan P Carricart-Ganivet², JJ Adolfo Tortolero-Langarica^{2,3*}

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 17 de junio de 2024

Aceptado 03 de junio de 2025

Publicado 27 de junio de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3511>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: adolfo.tl@bahia.tecnm.mx

¹ Escuela Nacional de Estudios Superiores, Universidad Autónoma de México, 97357 Mérida, Yucatán, México.

² Laboratorio de Esclerocronología de Corales Arrecifales, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México, 77580 Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

³ Tecnológico Nacional de México/IT Bahía de Banderas, 63734 Bahía de Banderas, Nayarit, México.

RESUMEN. Los efectos del cambio climático e impactos locales, como enfermedades, huracanes y el aporte de nutrientes, han derivado en la rápida degradación de los ecosistemas arrecifales. La implementación de métodos de restauración activa se ha extendido globalmente para mitigar la pérdida de estos hábitats importantes. Sin embargo, muchas estrategias de intervención se encuentran en fase de desarrollo y se desconoce el impacto de su aplicación. El objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia de la autorecuperación de tejido vivo de *Orbicella faveolata* utilizado como microfragmentos donantes de mayo de 2021 a mayo de 2023 en el Parque Nacional Arrecife Puerto Morelos. Se midió la recuperación del área desnuda ($\sim 1,250$ mm²), diámetro transversal (mm), diámetro longitudinal (mm) y número de pólipos nuevos en las colonias donantes mediante el análisis de imágenes digitales. Después de 2 años los resultados mostraron que el área desnuda de tejido presentó una recuperación promedio de $1,065 \pm 237$ mm² de tejido vivo con un 97% de tejido recuperado. Los diámetros transversal y longitudinal presentaron promedios de crecimiento mensual de 0.88 mm y 0.98 mm, respectivamente, y recuperación de 93-96%, con un incremento de ~ 18 pólipos nuevos al final del periodo de estudio. La remoción de microfragmentos con tejido vivo no afecta a colonias sanas donantes, las cuales se recuperan en un plazo relativamente corto (24 meses). Esta información revela el potencial del uso de microtrasplantes para acelerar la recuperación de tejido vivo en colonias afectadas por diversas causas. Pese a la factibilidad para su uso en proyectos de rehabilitación de especies de coral, es necesario seguir investigando los efectos relacionados con su susceptibilidad a la erosión y enfermedades a largo plazo para establecer una estrategia más adecuada que pueda ayudar a mantener colonias de coral y hábitats arrecifales, así como, la provisión de servicios ecosistémicos.

Palabras clave: recuperación coralina, tejido vivo, restauración, *Orbicella faveolata*, Caribe mexicano.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos representan uno de los ecosistemas más biodiversos y productivos del planeta, proporcionando servicios ecosistémicos, como la provisión de recursos pesqueros, la protección costera, el secuestro de carbono, la retención de sedimentos para la formación de playas y el atractivo turístico (Moberg y Folke 1999, Shepard et al. 2009). A pesar de su importancia ecológica y

socioeconómica, estos ecosistemas han experimentado una degradación acelerada debido a factores antropogénicos, como la sobrepesca, la eutrofización y la contaminación (Hughes et al. 2003). Además, en las últimas 2 décadas, los efectos del cambio climático, incluidos el aumento de la temperatura, la acidificación oceánica y la contaminación, han provocado una reducción global de más del 60% en la cobertura coralina (Hughes et al. 2017, Boström et al. 2020). En el Caribe, la cobertura de coral vivo ha

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3511>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

disminuido drásticamente, pasando de aproximadamente un 50% en 1980 a solo un 10% en 2024 (Gardner et al. 2003, Perera-Valderrama et al. 2017, Reimer et al. 2024).

La construcción y el mantenimiento de los arrecifes de coral dependen de la acumulación de carbonato de calcio (CaCO_3) por parte de los corales hermatípicos, los cuales aportan complejidad estructural al ecosistema (Spalding et al. 2001, González-Barrios et al. 2018, Tortolero-Langarica et al. 2023). En particular, se ha documentado una reducción en la abundancia de especies constructoras de arrecifes, como *Acropora* spp. y *Orbicella* spp. (Álvarez-Filip et al. 2011). Aunque se ha registrado una relativa recuperación coralina en algunos sitios del Caribe, esta ha estado dominada por especies de bajo relieve y poca capacidad constructiva (González-Barrios et al. 2018, Gouezo 2019). No obstante, el incremento en la frecuencia, intensidad y severidad de los disturbios actuales ha limitado notablemente esta recuperación natural (Cheal 2017, Hughes et al. 2018).

Ante la pérdida acelerada de cobertura coralina, se han implementado estrategias de restauración activa a nivel global con el objetivo de mitigar el deterioro de los arrecifes y favorecer su recuperación (Rinkevich 2019). Entre estas estrategias, la trasplante de corales se ha consolidado como una de las más utilizadas y con mayor éxito a mediano y largo plazo (Boström-Einarsson et al. 2020). En este contexto, la microfragmentación ha surgido como un método alternativo de restauración coralina, basada en la extracción de pequeños fragmentos ($<3 \text{ cm}^2$) de tejido vivo de una pequeña porción de colonias donantes (Page et al. 2018; Tortolero-Langarica et al. 2020, 2023). Se ha observado que la remoción de una fracción reducida de tejido ($<10\%$ del total) no compromete la viabilidad de la colonia donante y permite una recuperación relativamente rápida en algunas especies de coral (Padilla-Souza et al. 2023). Sin embargo, la capacidad de regeneración está influenciada principalmente por el estado de salud de la colonia donante, siendo más eficiente en colonias saludables (Rodríguez-Martínez et al. 2016). Sin embargo, algunos procesos fisiológicos, como el crecimiento y la reproducción, pueden verse afectados debido a la redistribución de recursos energéticos hacia la regeneración y reparación (Carricart-Ganivet 2007).

Si bien la microfragmentación ha mostrado resultados prometedores en la restauración de arrecifes coralinos, aún se encuentra en una fase inicial de desarrollo. Existen incertidumbres sobre sus efectos en la salud, y en el crecimiento y la recuperación de las colonias donantes, lo que resalta la necesidad de investigaciones a largo plazo para evaluar su eficacia y su relación con condiciones ambientales. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de la autorrecuperación del tejido vivo en colonias del coral constructor de arrecifes *Orbicella faveolata* utilizadas como donantes y su respuesta en el crecimiento lo largo de 2 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de parámetros de crecimiento

El estudio fue realizado durante el periodo de mayo de 2021 a mayo de 2023 en el Parque Nacional Arrecifes Puerto Morelos en la zona norte del Caribe Mexicano ($21^{\circ}00'00''$ a $20^{\circ}48'33''\text{N}$, $86^{\circ}53'14.94''$ a $86^{\circ}46'38.94''\text{O}$). Fueron seleccionadas 5 colonias adultas con la misma morfología y talla ($\sim 100 \text{ cm}$ de alto), y de apariencia saludable (sin evidencia de enfermedad, erosión, blanqueamiento o competencia), a un rango de entre 5 y 8 m de profundidad. Para cada colonia se extrajeron de 3 a 6 pequeños fragmentos circulares (para un proyecto de trasplante de tejido) con radio de $\sim 20\text{-}30 \text{ mm}$ y profundidad de 20 mm mediante un taladro eléctrico hidráulico sumergible (Nemo Power Tools, Tucson, EE. UU.) usando una broca cilíndrica de punta diamantada de 30 mm de diámetro, derivando áreas desnudas de tejido ($\sim 1,250 \text{ mm}^2$) con profundidad de $\sim 30 \text{ mm}$. Las zonas desnudas de tejido, resultantes del procedimiento de obtención de tejido donante, fueron monitoreadas y evaluadas mensualmente durante 24 meses en relación con su recuperación en términos de crecimiento superficial (área), crecimiento radial (diámetro longitudinal y transversal) y el número de nuevos pólipos formados, mediante fotografías digitales (Hero 10; GoPro, San Mateo, EE. UU.) en formato lineal y 25 MP de resolución utilizando un calibrador vernier de plástico (precisión: 0.5 mm) como escala de referencia. Las imágenes derivadas de los muestreos mensuales fueron procesadas utilizando el programa de acceso libre ImageJ v. 1.53t (Schneider et al. 2012). Para determinar el crecimiento en área recuperado (crecimiento superficial), se midió el contorno de la cavidad desnuda de tejido vivo de coral (mm^2). Para obtener los valores de ambos diámetros, se midió la longitud máxima (mm) por medio de 2 rectas perpendiculares (longitudinal y transversal) tomadas en el mismo ángulo de referencia para cada mes. Para obtener el número de pólipos nuevos, se registró el incremento (número) de cálices con tejido vivo a partir del área o cavidad desnuda inicial desde una perspectiva aérea.

Obtención de variables ambientales

Las variables ambientales utilizadas en este estudio fueron la temperatura del mar superficial (TMS, $^{\circ}\text{C}$) y la radiación fotosintéticamente activa (RFA, $\mu\text{mol quanta}\cdot\text{día}^{-1}$) con la finalidad de describir la influencia de factores externos en la autorrecuperación de tejido vivo del coral masivo *O. faveolata*. Se obtuvieron datos cada hora para ambos parámetros a partir de la base de datos del Sistema Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO) de la Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (SAMMO 2025) para los meses de estudio (mayo de 2021 a mayo de 2023), los cuales se promediaron para

obtener un valor mensual y relacionarlo con el crecimiento de coral.

Análisis estadísticos

Se calcularon valores descriptivos para cada variable (promedio, rango, máximo y mínimo); asimismo, fueron probados supuestos de distribución de normalidad (Kolmogorov-Smirnoff, $P < 0.05$) y homocedasticidad (Bartlett, $P < 0.05$). Debido a que los datos no presentaron distribución normal ni sus varianzas fueron homogéneas, se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) de 2 vías con medidas repetidas, utilizando modelos lineales generalizados (MLG), para evaluar las diferencias a nivel colonia, tiempo (mensual) y su respectiva interacción. Asimismo, se utilizaron modelos de regresión lineal simple (coeficiente de determinación, r^2) para identificar la relación entre las características de crecimiento y los factores ambientales (temperatura y RFA). Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el programa Sigma Plot v. 11.0 (Systat Software, Inc., San Jose, EE. UU.), utilizando un intervalo de confianza del 95% ($\alpha = 0.05$).

RESULTADOS

Crecimiento superficial

Después de un periodo de 24 meses las áreas desnudas presentaron una recuperación promedio de $1,065 \pm 237 \text{ mm}^2$ área de tejido vivo cuando se agruparon todas las colonias, con un promedio mensual de 29.50 ± 19.40 (rango: 11.50-150.18 mm^2) (Tabla 1) y una recuperación total del 97% (Fig. 1). Los resultados mostraron diferencias significativas a nivel temporal ($F_{22} = 10.212$, $P < 0.001$) (Fig. 2), pero no se presentaron diferencias a nivel de colonia ($F_4 = 1.788$, $P = 0.196$) ni en la interacción ($F_{88} = 0.978$, $P = 0.538$) (Tabla S1). Los resultados *a posteriori* mostraron que las diferencias se encontraban dadas entre meses de los periodos de junio a agosto (menor crecimiento) y noviembre a febrero (mayor crecimiento), presentando la misma tendencia interanual durante ambos años de estudio (Fig. 2).

Diámetro transversal y longitudinal

En el caso de los diámetros, se obtuvo que, para el transversal, el promedio de crecimiento acumulado fue de 20.97 mm con una tasa promedio mensual de 0.88 ± 0.60 mm (rango: 0.35 \pm 2.47) (Tabla 1 y 2), por lo que su recuperación al final del estudio fue del 96% (Fig. 1). Los resultados evidenciaron diferencias entre colonias ($F_4 = 3.369$, $P = 0.046$) y entre los meses ($F_{22} = 11.981$, $P < 0.001$), pero no en la interacción de colonias \times meses ($F_{88} = 0.994$, $P = 0.502$). En el caso del diámetro longitudinal, éste presentó un crecimiento acumulado de 22.77 mm con un promedio mensual de 0.98 ± 0.40 mm (rango: 0.32 \pm 3.15) y un porcentaje de recuperación de 94% (Tabla 2). De igual forma, los resultados no revelaron diferencias entre colonias ($F_4 = 3.132$, $P = 0.056$), pero si entre los meses ($F_{22} =$

16.274, $P < 0.001$) y la interacción de colonias \times meses ($F_{88} = 1.576$, $P = 0.003$) (Tabla S1). Las diferencias en ambos casos fueron dadas por los meses de noviembre y diciembre de ambos años, que presentaron los valores mensuales más altos (Fig. 2).

Formación de pólipos

El área dañada (donada) presentó un acumulado de pólipos nuevos de 18 después de 24 meses de monitoreo, con un aumento mensual de 0.77 ± 0.91 pólipos (Tabla 1 y 2). Se mostraron diferencias significativas entre el incremento del número de pólipos entre las colonias, y las variaciones se presentaron también a nivel temporal y la interacción de colonias \times meses (Tabla S1), principalmente en los meses más cálidos (agosto a octubre) (Fig. 3) cuando se presentaron los valores más altos.

Variables ambientales

La temperatura presentó un promedio mensual de 28.62 °C (rango: 25.95-30.56 °C) (Tabla 1). Las temperaturas más elevadas se observaron en los meses de julio

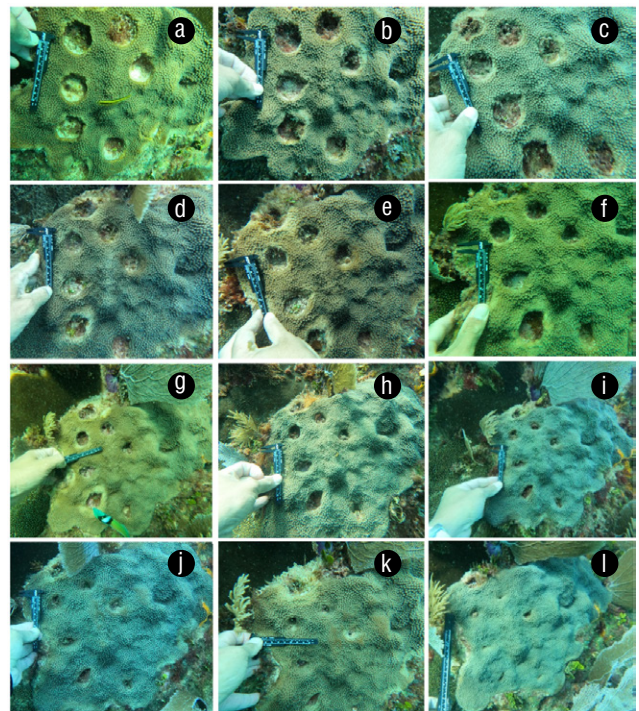


Figura 1. Experimento de recuperación de tejido de coral a lo largo de un periodo de 2 años. Área desnuda un mes posterior a la remoción de fragmentos de *Orbicella faveolata* (junio de 2021) (a). Progreso en la recuperación de tejido dañado en agosto de 2021 (b), octubre de 2021 (c), diciembre de 2021 (d), febrero de 2022 (e), abril de 2022 (f), junio de 2022 (g), agosto de 2022 (h), octubre de 2022 (i), diciembre de 2022 (j) y febrero de 2023 (k), y el área recuperada al final del estudio (mayo de 2023) (l).

Tabla 1. Promedios mensuales de los parámetros de crecimiento (\pm SD), área real, diámetros ($\text{mm}\cdot\text{mes}^{-1}$) y número de pólipos ($\text{N}\cdot\text{mes}^{-1}$) en fragmentos de *Orbicella faveolata*. Descripción de los factores ambientales, como la temperatura del mar superficial (TMS) y radiación fotosintéticamente activa (RFA), para el Parque Nacional Arrecifes Puerto Morelos.

Mes	Área real ($\text{mm}^2\cdot\text{mes}^{-1}$)	Diámetro transversal ($\text{mm}\cdot\text{mes}^{-1}$)	Diámetro longitudinal ($\text{mm}\cdot\text{mes}^{-1}$)	Pólipos ($\text{N}\cdot\text{mes}^{-1}$)	TMS ($^{\circ}\text{C}$)	RFA (μmol quanta $\cdot\text{día}^{-1}$)
Junio 2021	48.9 \pm 32.8	0.48 \pm 0.46	0.62 \pm 0.44	0.39 \pm 0.70	29.61 \pm 1.09	52,539 \pm 39,084
Julio 2021	43.2 \pm 38.6	0.35 \pm 0.30	0.52 \pm 0.47	0.61 \pm 0.78	30.54 \pm 1.02	51,542 \pm 42,297
Agosto 2021	58.7 \pm 57.9	0.54 \pm 0.39	0.77 \pm 0.32	1.94 \pm 1.47	30.56 \pm 1.10	60,112 \pm 40,072
Septiembre 2021	40.0 \pm 41.6	0.72 \pm 0.64	0.55 \pm 0.67	0.22 \pm 0.55	30.09 \pm 0.97	54,275 \pm 38,510
Octubre 2021	44.7 \pm 53.9	0.88 \pm 0.88	0.87 \pm 0.71	0.17 \pm 0.38	29.94 \pm 0.88	54,513 \pm 34,755
Noviembre 2021	146.7 \pm 74.3	1.77 \pm 0.88	1.96 \pm 1.19	0.78 \pm 0.81	27.21 \pm 0.87	42,145 \pm 28,672
Diciembre 2021	151.8 \pm 58.6	2.47 \pm 1.13	2.32 \pm 1.29	0.44 \pm 0.51	27.02 \pm 1.02	44,825 \pm 28,663
Enero 2022	37.3 \pm 62.6	0.64 \pm 0.59	0.61 \pm 0.74	2.61 \pm 2.44	25.95 \pm 1.15	42,612 \pm 30,077
Febrero 2022	22.3 \pm 31.6	0.48 \pm 0.53	0.32 \pm 0.33	0.83 \pm 0.92	26.48 \pm 1.10	52,144 \pm 34,325
Marzo 2022	18.4 \pm 16.0	0.35 \pm 0.30	0.36 \pm 0.54	0.78 \pm 1.17	27.18 \pm 1.11	61,573 \pm 37,202
Abril 2022	31.9 \pm 29.5	0.42 \pm 0.39	0.43 \pm 0.41	0.67 \pm 0.84	28.01 \pm 1.19	63,577 \pm 40,322
Mayo 2022	20.5 \pm 12.7	0.43 \pm 0.24	0.35 \pm 0.27	0.33 \pm 0.55	29.14 \pm 0.94	61,381 \pm 37,809
Junio 2022	29.9 \pm 24.8	0.91 \pm 0.73	0.88 \pm 0.63	0.61 \pm 0.50	29.71 \pm 1.35	57,781 \pm 38,243
Julio 2022	22.8 \pm 20.4	0.37 \pm 0.42	0.35 \pm 0.38	0.06 \pm 0.24	30.72 \pm 0.91	60,327 \pm 38,043
Agosto 2022	11.5 \pm 8.9	0.82 \pm 0.62	0.49 \pm 0.51	0.78 \pm 2.10	30.98 \pm 0.94	58,666 \pm 38,903
Septiembre 2022	28.7 \pm 25.5	0.47 \pm 0.34	0.50 \pm 0.47	0.67 \pm 0.97	30.41 \pm 1.03	52,459 \pm 38,394
Octubre 2022	42.8 \pm 40.9	1.03 \pm 0.71	1.03 \pm 0.58	1.28 \pm 1.56	28.80 \pm 1.06	53,917 \pm 33,296
Noviembre 2022	78.6 \pm 64.1	1.86 \pm 0.75	2.72 \pm 1.48	1.67 \pm 1.37	28.59 \pm 0.69	49,863 \pm 29,993
Diciembre 2022	55.7 \pm 32.5	2.29 \pm 1.06	3.15 \pm 0.91	1.39 \pm 1.14	27.25 \pm 0.86	43,210 \pm 29,090
Enero 2023	36.0 \pm 22.3	1.00 \pm 0.78	1.68 \pm 1.42	0.39 \pm 0.50	26.5 \pm 0.98	54,809 \pm 51,616
Febrero 2023	22.5 \pm 9.5	0.70 \pm 0.44	0.73 \pm 0.36	0.33 \pm 0.49	26.85 \pm 0.79	75,159 \pm 44,280
Marzo 2023	20.1 \pm 12.0	0.64 \pm 0.37	0.54 \pm 0.40	0.17 \pm 0.39	27.18 \pm 1.06	67,717 \pm 51,804
Abril 2023	20.7 \pm 10.5	0.72 \pm 0.51	0.77 \pm 0.72	0.67 \pm 0.49	28.42 \pm 0.84	68,402 \pm 36,762

a septiembre (~ 30.32 $^{\circ}\text{C}$) y las más bajas en los meses de enero a febrero (~ 26.21 $^{\circ}\text{C}$). Por otro lado, la luz se mantuvo en un promedio de 52,286 μmol quanta $\cdot\text{día}^{-1}$, con una variación de 42,145 μmol quanta $\cdot\text{día}^{-1}$ (noviembre) a 60,112 μmol quanta $\cdot\text{día}^{-1}$ (agosto) (Tabla 1). Durante el mes de agosto, se presentó una mayor incidencia lumínica, lo cual coincidió con los valores más altos en temperatura. Los análisis de regresión lineal solo mostraron una correlación negativa con el factor RFA y todos los parámetros de crecimiento ($P < 0.005$) (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Este estudio evidencia la rápida recuperación de las lesiones por microfragmentación en un periodo relativamente corto (24 meses) en colonias sanas de *O. faveolata*. Este resultado es similar a reportes previos sobre la regeneración de tejido en heridas causadas por la extracción de núcleos en especies de la región del Caribe mexicano (Rodríguez-Martínez et al. 2016), donde se destaca que la recuperación puede ser alta ($>80\%$) cuando la colonia

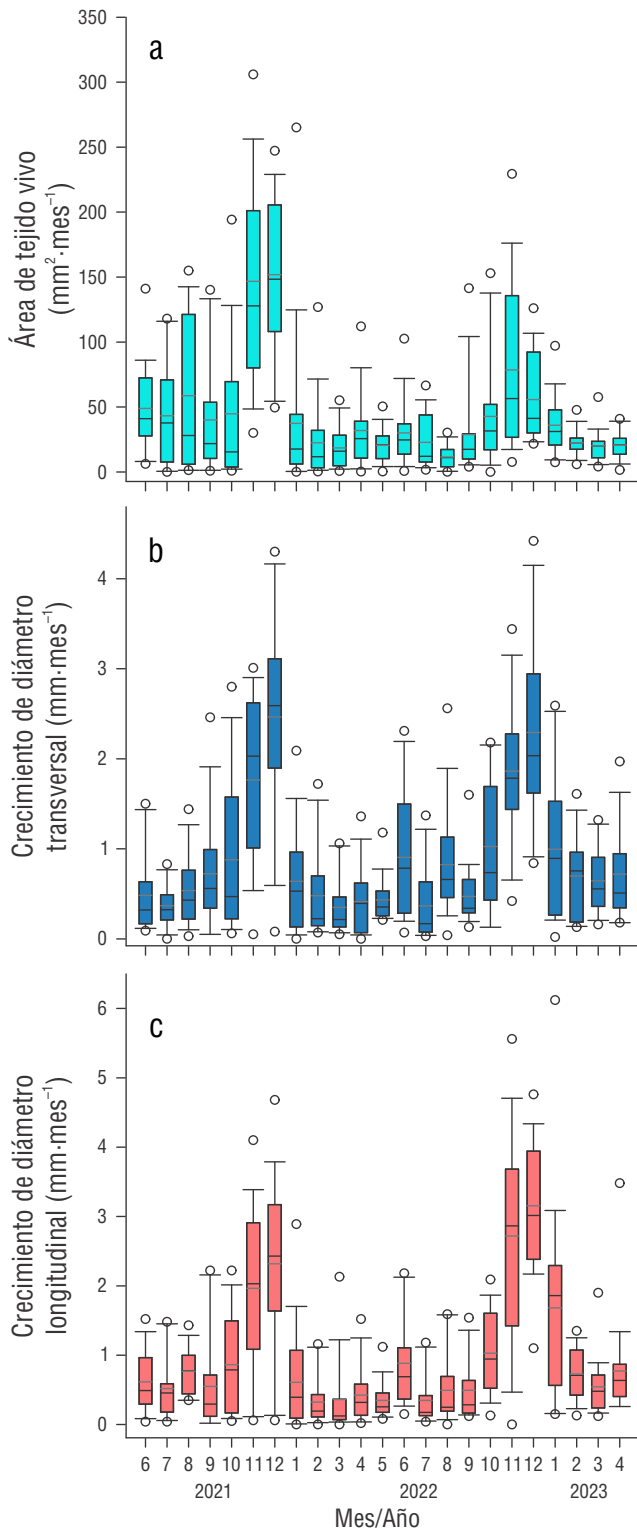


Figura 2. Diagrama de cajas del crecimiento mensual de tejido vivo en el coral *Orbicella faveolata* en un periodo de 2 años. Tasa de crecimiento en área (mm²·mes⁻¹) (a), diámetro transversal (mm·mes⁻¹) (b) y diámetro longitudinal (mm·mes⁻¹) (c).

donante se encuentra en condiciones óptimas de salud (es decir, sin daños por blanqueamiento, enfermedad o competencia por espacio). No obstante, esta capacidad regenerativa puede ser variable debido a factores extrínsecos, como las microcondiciones ambientales, las interacciones interespecíficas y la severidad de la lesión (Meesters et al. 1996, Martínez et al. 2016).

Dado el régimen ambiental que influyó en el Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos durante el periodo de estudio, la tasa de crecimiento recuperación de tejido vivo en las colonias donantes respondió principalmente a las

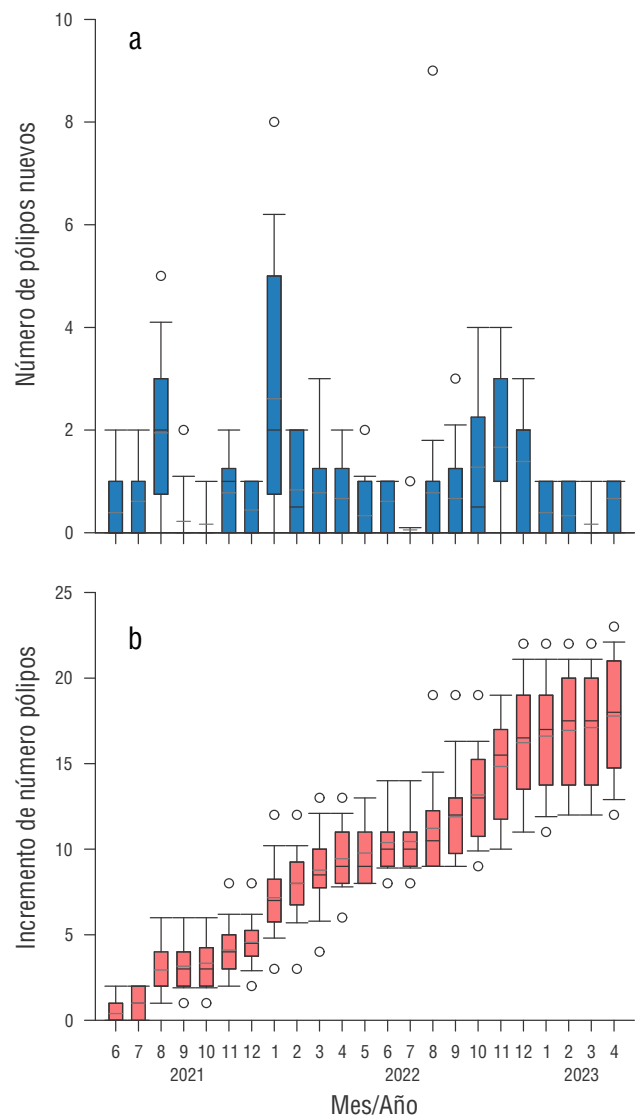


Figura 3. Diagrama de cajas de la formación de nuevos pólipos a largo del periodo de estudio. Número de pólipos incorporados en cada mes (a) y número acumulado de pólipos nuevos después de un periodo de 2 años (b).

variaciones intraanuales de irradiancia lumínica y temperatura. Estos factores podrían estar determinando la provisión de energía del simbionte al coral y, en consecuencia, su capacidad de recuperación (Allemand et al. 2011). Los resultados de este estudio mostraron una variabilidad relativa (10-40%) en la recuperación de tejido vivo, observándose una mejor reparación de las lesiones cuando la TMS y RFA se mantuvieron en valores promedio de 28-29 °C y 48,078 $\mu\text{mol quanta}\cdot\text{día}^{-1}$, respectivamente. Este patrón

de variabilidad temporal también ha sido documentado en corales masivos de otras regiones del Pacífico, donde su capacidad de recuperación suele ser mayor bajo condiciones óptimas de luz (400-700 nm) y temperatura (26-29 °C), favoreciendo procesos fisiológicos como el crecimiento, la calcificación y la reparación del tejido dañado (Lough y Barnes 2000, Tortolero-Langarica et al. 2020). Contrario a lo esperado, los meses más cálidos (agosto a octubre) presentaron los valores más bajos en los parámetros de regeneración de

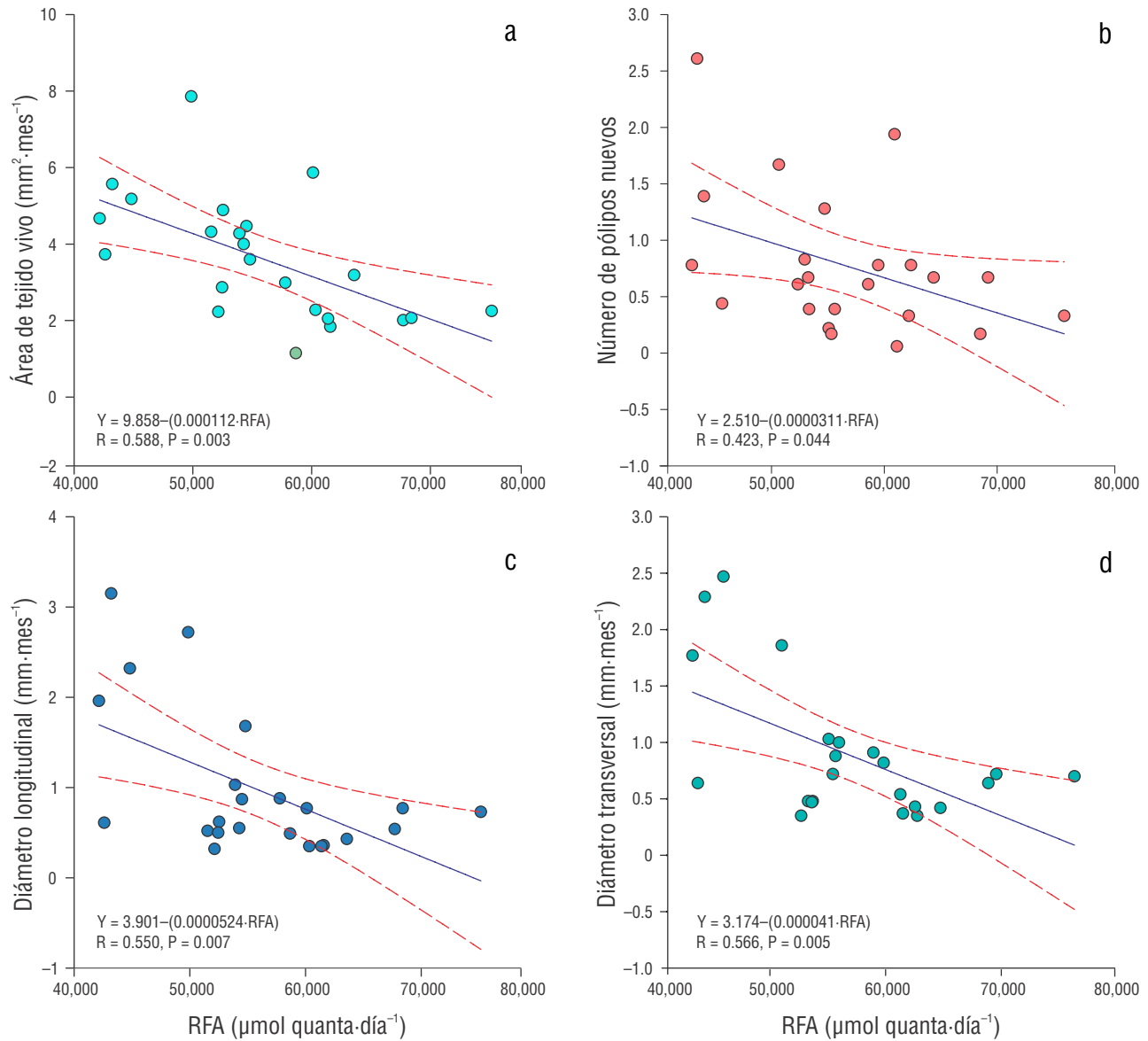


Figura 4. Diagrama de dispersión de los parámetros de recuperación mensual de *Orbicella faveolata* y la radiación fotosintéticamente activa (RFA) durante 2 años (2021-2023). Área de tejido recuperado vs. radiación fotosintéticamente activa (RFA) (a), número de pólipos nuevos vs. RFA (b), diámetro transversal vs. RFA (c) y diámetro longitudinal vs. RFA (d). Se muestran una línea de regresión y una ecuación para la última relación.

Tabla 2. Crecimiento acumulado (\pm SD) y proporción de recuperación (%) para el área (mm^2) y los diámetros transversal y longitudinal (mm) en zonas desnudas de tejido de *Orbicella faveolata*.

Mes	Área Acumulada (mm^2)	Área Acumulada (%)	Diámetro transversal (mm)	Diámetro transversal (%)	Diámetro longitudinal (mm)	Diámetro longitudinal (%)
Junio 2021	48.9 \pm 32.8	4.45%	0.48 \pm 0.46	2.19%	0.62 \pm 0.44	3.08%
Julio 2021	92.1 \pm 60.1	8.38%	0.85 \pm 0.51	3.86%	0.68 \pm 0.42	3.39%
Agosto 2021	150.8 \pm 92.1	13.72%	1.39 \pm 0.53	6.30%	1.28 \pm 0.64	6.42%
Septiembre 2021	190.9 \pm 107.4	17.36%	2.11 \pm 0.78	9.59%	1.53 \pm 0.57	7.64%
Octubre 2021	235.7 \pm 148.6	21.43%	2.99 \pm 1.16	13.59%	2.01 \pm 1.08	10.03%
Noviembre 2021	382.4 \pm 197.5	34.77%	4.76 \pm 1.94	21.62%	2.92 \pm 1.47	14.58%
Diciembre 2021	534.2 \pm 212.8	48.56%	7.22 \pm 2.90	32.82%	4.75 \pm 2.72	22.86%
Enero 2022	571.6 \pm 224.7	51.96%	7.86 \pm 3.05	35.73%	5.30 \pm 2.29	26.52%
Febrero 2022	594.0 \pm 228.6	54.00%	8.34 \pm 3.19	37.90%	5.24 \pm 3.05	26.19%
Marzo 2022	612.4 \pm 225.6	55.68%	8.69 \pm 3.30	39.49%	5.66 \pm 2.20	28.31%
Abril 2022	644.3 \pm 217.2	58.58%	9.10 \pm 3.34	41.38%	5.99 \pm 2.99	28.45%
Mayo 2022	664.9 \pm 215.5	60.45%	9.54 \pm 3.48	43.35%	6.13 \pm 2.31	30.65%
Junio 2022	694.9 \pm 205.7	63.17%	10.44 \pm 3.68	47.47%	6.28 \pm 3.34	31.41%
Julio 2022	717.7 \pm 200.8	65.25%	10.81 \pm 3.79	49.14%	6.98 \pm 3.42	34.90%
Agosto 2022	729.2 \pm 199.2	66.30%	11.63 \pm 3.53	52.88%	7.44 \pm 3.54	37.19%
Septiembre 2022	758.0 \pm 180.6	68.91%	12.11 \pm 3.54	55.03%	7.87 \pm 3.56	39.36%
Octubre 2022	800.8 \pm 181.4	72.80%	13.13 \pm 3.73	59.69%	8.63 \pm 3.77	43.13%
Noviembre 2022	879.4 \pm 206.7	79.95%	15.00 \pm 4.08	68.17%	9.83 \pm 4.32	49.14%
Diciembre 2022	935.1 \pm 198.4	85.01%	17.29 \pm 4.40	78.59%	12.98 \pm 4.43	64.92%
Enero 2023	971.1 \pm 210.0	88.29%	18.28 \pm 4.30	83.11%	14.67 \pm 3.93	73.33%
Febrero 2023	993.7 \pm 209.7	90.34%	18.98 \pm 4.31	86.28%	15.31 \pm 3.91	76.97%
Marzo 2023	1,029.7 \pm 222.8	93.61%	19.98 \pm 4.32	90.81%	17.08 \pm 3.92	85.38%
Abril 2023	1,065.7 \pm 23.72	96.89%	20.97 \pm 4.59	95.33%	18.76 \pm 4.41	93.79%

las lesiones, lo que se relacionó con los valores más altos de irradiancia (Fig. 3) y temperatura (Van Woesik 1998). La radiación alta y las temperaturas elevadas podrían haber influido en la reducción de la tasa de calcificación recuperación de las lesiones, posiblemente debido a la disminución de la eficiencia fotosintética del alga (i.e., de la familia Symbiodinacea) por estrés lumínico (Allemand et al. 2011, Gutiérrez-Estrada et al. 2025). Sin embargo, una explicación alternativa para la variación en las tasas de regeneración podría estar relacionada con el tamaño de la herida y factores

intrínsecos, como el genotipo del coral y su simbionte. Se ha documentado que la tasa de recuperación tiende a ser relativamente baja en lesiones de gran tamaño ($\leq 1,310 \text{ mm}^2$; Van Woesik 1998) y en colonias enfermas o con mortalidad parcial (Rodríguez-Martínez et al. 2016). Por consiguiente, es fundamental considerar estos factores intrínsecos al momento de utilizar o extraer tejido vivo (Allemand et al. 2011, Padilla-Souza et al. 2023).

Adicionalmente, en el presente estudio, se observó un alto porcentaje de recuperación de tejido vivo ($>90\%$) y

regeneración de nuevos pólipos, lo que podría favorecer la reposición de la pigmentación y la mejora en la eficiencia fotosintética (Sabine et al. 2015). Se ha documentado que la recuperación de las lesiones está mediada principalmente por procesos fisiológicos clave, como la reproducción y la clonación de pólipos, los cuales pueden exhibir patrones estacionales (Selman et al. 2012). Asimismo, se ha observado una menor capacidad regenerativa del tejido antes o después de los eventos de desove, debido a que el requerimiento energético para la gametogénesis es mayor durante el periodo reproductivo (Kramarsky-Winter y Loya 2000). El patrón reproductivo observado, que ocurrió entre diciembre y principios de febrero, sugiere que la maduración de los gametos de coral coincide con la temporada cálida. Esta distribución de la energía entre reproducción y regeneración de tejido podría explicar la reducción en la capacidad regenerativa registrada en este estudio (Stearns 1989, Selman et al. 2012). Por lo tanto, es fundamental considerar estos efectos al planificar los muestreos, con el fin de optimizar el éxito en la regeneración de tejido, particularmente en intervenciones mediante trasplante de microfragmentos.

CONCLUSIONES

Si bien los resultados sugieren que el uso de tejido vivo en corales masivos puede ser una estrategia efectiva para su aplicación en intervenciones activas sin comprometer la salud de las colonias donantes en el arrecife, es fundamental considerar diversos factores antes de su implementación. Entre ellos, la condición de salud de la colonia y factores extrínsecos, como la temporalidad de la extracción del tejido en relación con condiciones ambientales óptimas (e.g., TMS y RFA), son determinantes para maximizar el crecimiento y la capacidad de reparación del daño. Se recomienda evitar periodos en los que la influencia de anomalías térmicas o brotes de enfermedades pueda comprometer la resiliencia de las poblaciones de *O. faveolata*. Aunque el uso de tejido vivo para trasplante aún se encuentra en una fase inicial en desarrollo, es necesario seguir explorando sus limitaciones para su implementación a gran escala. Esto permitirá obtener información clave para mejorar las estrategias de manejo en los arrecifes del Caribe mexicano.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar del siguiente enlace: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarias/article/view/3511/420421196>.

Agradecimientos

Agradecemos a las autoridades mexicanas del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (SEMARNAT/

CONANP) por el permiso de colecta (número de bitácora 23/LW-0103/04/21) y facilidades proporcionadas. También agradecemos a Miguel I Gómez Reali, Edgar Escalante Mancera y Fernando Negrete Soto por su asistencia durante el trabajo de campo.

Fondos

El presente trabajo fue apoyado por la beca posdoctoral otorgada por la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) para JJATL (CVU 41020), el Tecnológico Nacional de México (proyecto de Investigación Científica, Desarrollo Tecnológico e Innovación Clave 21786.25P) para JJATL y el proyecto PAPIIT (IN200420) para JPCG.

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Contribución de autor

Conceptualización: JJATL y JPCG; Curación de datos: AMGC; Análisis formal: JJATL y AMGC; Adquisición de financiamiento: JPCG y JJATL; Metodología: GGE, JJATL; Software: AMGC y JJATL; Supervisión: JJATL y JPCG; Validación: GGE, JJATL y JPCG; Visualización: AMGC y JJATL; Redacción—borrador original: AMGC y JJATL; Redacción—revisión y edición: AMGC, JJATL, GGE y JPCG.

Disponibilidad de datos

Los datos de este se encuentran disponibles dentro del manuscrito.

Aprobaciones y permisos éticos para estudios con animales

El trabajo de campo se llevó a cabo con el permiso de colecta (número de bitácora 23/LW-0103/04/21) otorgado por las autoridades mexicanas del Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos (SEMARNAT/CONANP).

Uso de herramientas de IA

Los autores no utilizaron ninguna herramienta de inteligencia artificial para este trabajo.

REFERENCIAS

- Allemand D, Tambutté E, Zoccola D, Tambutté S. 2011. Coral calcification, cells to reefs. In: Dubinsky Z, Stambler N (eds.), Coral reefs: an ecosystem in transition. Springer. p. 119-15.
- Alvarez-Filip L, Cote IM, Gill JA, Watkinson AR, Dulvy NK. 2011. Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: is coral cover the whole story? *Global Change Biology* 17:2470-2477. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02385.x>

- Alvarez-Filip L, Carricart-Ganivet JP, Horta-Puga G, Iglesias-Prieto R. 2013. Shifts in coral-assembly composition do not ensure persistence of reef functionality. *Sci Rep.* 3(1):3486. <https://doi.org/10.1038/srep03486>
- Bayraktarov E, Stewart-Sinclair PJ, Brisbane S, Boström-Einarsson L, Saunders MI, Lovelock CE, Possingham HP, Mumby PJ, Wilson KA. 2019. Motivations, success and cost of coral reef restoration. *Restor Ecol.* 27:981-991. <https://doi.org/10.1111/rec.12977>
- Boström-Einarsson L, Babcock RC, Bayraktarov E, Ceccarelli D, Cook N, Ferse SCA. 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>
- Carricart-Ganivet JP. 2007. Annual density banding in massive coral skeletons: result of growth strategies to inhabit reefs with high microborers' activity?. *Mar Biol.* 153:1-5. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0780-3>
- Castro P, Huber ME. 2010. *Marine biology.* New York (USA): McGraw-Hill. 468 p.
- Cheal AJ, MacNeil MA, Emslie MJ, Sweatman H. 2017. The threat to coral reefs from more intense cyclones under climate change. *Glob Change Biol.* 23:1511-1524. <https://doi.org/10.1111/gcb.13593>
- Davis Reimer J, Peixoto RS, Davies SW, Traylor-Knowles N, Short ML, Cabral-Tena RA, Burt JA, Pessoa I, Banaszak AT, Winters RS, et al. 2024. The fourth global coral bleaching event: Where do we go from here?. *Coral Reefs.* <https://doi.org/10.1007/s00338-024-02504-w>
- Fisher EM, Fauth JE, Hallock P, Woodley CM. 2007. Lesion regeneration rates in reef-building corals *Montastraea* spp. as indicators of colony condition. *Mar Ecol Progr Ser.* 339:61-71. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v339/p61-71/>
- García RDP, Acosta A. 1995. Regeneración de colonias y trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional Corales del Rosario, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR.* 24(1):5-21. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1995.24.0.374>
- Gardner TA, Côté IM, Gill JA, Alastair G, Walkinson AR. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science.* 301(5635):958-960. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1086050>
- González-Barrios FJ, Álvarez-Filip L. 2018. A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecol Indicators.* 95:877-886. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.038>
- Gouezo M, Golbuu Y, Fabricius K, Olsudong D, Mereb G, Nestor V, Wolanski E, Harrison P, Doropoulos C. 2019. Drivers of recovery and reassembly of coral reef communities. *Proceedings of the Royal Society B.* 286(1897):20182908. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2908>
- Gutiérrez-Estrada G, Tortolero-Langarica JJA, Carricart-Ganivet JP. 2025. Modelling coral calcification rates in *Orbicella faveolata* (Cnidaria: Scleractinia) using light attenuation coefficients in water (KdPAR). *Mar Environ Res.* e:107074. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107074>
- Hoegh-Gulberg O. 2011. The impact of climate change on coral reef ecosystems. In: Dubinsky Z, Stambler N (eds.), *Coral reefs: an ecosystem in transition.* Dordrecht (Netherlands): Springer. p. 391-403.
- Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Roughgarden J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science.* 301(5635):929-933. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1085046>
- Hughes TP, Kerry JT, Álvarez-Noriega M, Álvarez-Romero JG, Anderson KD, Baird AH, Wilson SK. 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature.* 543(7645):373-377. <https://doi.org/10.1038/nature21707>
- Hughes TP, Anderson KD, Connolly SR, Heron SF, Kerry JT, Lough JM, Baird AH, Baum JK, Berumen ML, Bridge TC. 2018. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science.* 359:80-83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>
- Kramarsky-Winter E, Loya Y. 2000. Tissue regeneration in the coral *Fungia granulosa*: the effect of extrinsic and intrinsic factors. *Mar Biol.* 137:867-873. <https://doi.org/10.1007/s002270000416>
- Lirman D. 2000. Lesion regeneration in the branching coral *Acropora palmata*: effects of colonization, colony size, lesion size, and lesion shape. *Mar Ecol Progr Ser.* 197:209-215. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v197/p209-215>
- Lough JM, Barnes DJ. 2000. Environmental controls on growth of the massive coral *Porites*. *J Exp Mar Biol Ecol.* 245(2):225-243. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00168-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00168-9)
- Meesters EH, Pauchli W, Bak RP. 1997. Predicting regeneration of physical damage on a reef-building coral by regeneration capacity and lesion shape. *Mar Ecol Progr Ser.* 146:91-99. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v146/p91-99>
- Moberg F, Folke C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol Econ.* 29:215-233. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00009-9)
- Oren U, Benayahu Y, Loya Y. 1997. Effect of lesion size and shape on regeneration of the Red Sea coral *Favia fava*. *Mar Ecol Progr Ser.* 146:101-107. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v146/p101-107>
- Padilla-Souza C, Navarro-Espinoza E, García-Medrano D, González-Vázquez D, Gutiérrez-Plata S, Ramírez-Mata E, Estrada-Saldívar N. 2023. The effect of pruning *Acropora palmata* as a strategy for obtaining living tissue for reef restoration actions. *Rev Biol Trop.* 71(Suppl. 1):e54910. <https://dx.doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71is1.54910>
- Page CP, Muller EM, Vaughan DE. 2018. Microfragmenting for the successful restoration of slow growing massive corals. *Ecol Eng.* 123:86-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.08.017>
- Perera-Valderrama S, Hernández-Arana H, Ruiz-Zárate MÁ, Alcolado PM, Caballero-Aragón H, González-Cano J, Vega-Zepeda A, Victoria-Salazar I, Cobián-Rojas D. 2017. Temporal dynamic of reef benthic communities in two marine protected areas in the Caribbean. *J Sea Res.* 128:15-24. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.007>
- Rinkevich B. 2019. The active reef restoration toolbox is a vehicle for coral resilience and adaptation in a changing world. *J Mar Sci Eng.* 7:201. <https://doi.org/10.3390/jmse7070201>
- Rodríguez-Martínez RE, Jordán-Garza AG, Jordán-Dahlgren E. 2016. Low regeneration of lesions produced by coring in *Orbicella faveolata*. *PeerJ.* 4:e1596. <https://doi.org/10.7717/peerj.1596>
- [SAMMO] Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico. 2025. Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico: Universidad Nacional Autónoma de México; [accessed:2023, July 10]. <http://www.sammo.icmyl.unam.mx>
- Schneider C, Rasband W, Eliceiri K. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat Methods.* 9:671-675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Selman C, Blout JD, Nussey DH, Speakman JR. 2012. Oxidative damage, ageing, and life-history evolution: where now? *Trends Ecol Evol.* 27(10):570-577.

- <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.06.006>
- Sheppard C, Davy S, Pilling G. 2009. *The Biology of Coral Reefs*. Oxford (England): Oxford University Press. 370 p.
- Spalding M, Ravilious C, Green EP. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. Berkeley (USA): University of California Press. 424 p.
- Stearns SC. 1989. The evolutionary significance of phenotypic plasticity. *Bioscience*. 39:436-444.
<https://doi.org/10.2307/1311135>
- Tortolero-Langarica JJA, Rodríguez-Troncoso AP, Cupul-Magaña A, Rinkevich B. 2020. Micro-fragmentation as an effective and applied tool to restore remote reefs in the Eastern Tropical Pacific. *Int J Environ Res Pub Health*. 17(18):6574.
<https://doi.org/10.3390/ijerph17186574>
- Tortolero-Langarica JJA, Rodríguez-Troncoso AP, Alvarez-Filip L, Cupul-Magaña AL, Carricart-Ganivet JP. 2023. The contribution of assisted coral restoration to calcium carbonate production in Eastern Pacific reefs. *Rev Biol Trop*. 71(S1):e54849.
<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71iS1.54849>
- Van Veghel ML, Kahmann ME. 1994. Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastrea annularis*. II. Fecundity and colony structure. *Mar Ecol Progr Ser*. 109(2/3):221-227.
<http://www.jstor.org/stable/24846187>
- Van Woesik R. 1998. Lesion healing on massive *Porites* spp. corals. *Mar Ecol Progr Ser*. 164:213-220.
<https://www.int-res.com/abstracts/meps/v164/p213-220>

Este artículo forma parte de un número especial de *Ciencias Marinas* que comprende artículos seleccionados del "XII Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos y III Congreso Panamericano de Arrecifes Coralinos" de 2024 celebrado en Ensenada, Baja California, México.