

Recuperación y estado de salud de los corales escleractinios ante el blanqueamiento en el Sistema Arrecifal Veracruzano en el suroeste del Golfo de México

Daniela Carreño-Loaiza^{1*}, Horacio Pérez-España², Alejandro Granados-Barba², Lorenzo Alvarez-Filip³

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 14 de junio de 2024

Aceptado 22 de mayo de 2025

Publicado 27 de junio de 2025

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3500>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: danloaiza28@gmail.com

¹ Posgrado en Ecología y Pesquerías, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Laboratorio de Ecología de Arrecifes, 94290 Boca del Río, Veracruz, México.

² Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, 94290 Boca del Río, Veracruz, México.

³ Laboratorio de Biodiversidad y Conservación Arrecifal, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, 77580 Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

RESUMEN. El blanqueamiento coralino es principalmente causado por estrés térmico, ya que el aumento de temperatura genera olas de calor cada vez más frecuentes e intensas. Además del incremento de temperatura, el aporte de sedimentos en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) podría incrementar el estrés y, con ello, la susceptibilidad de los corales al blanqueamiento. Este trabajo evaluó 2 arrecifes del SAV en 2 escalas de tiempo: (1) a corto plazo (2022 al 2023), mediante el índice de respuesta al blanqueamiento (IRB) para evaluar la recuperación de 104 colonias de corales escleractinios con una escala de 1 a 5, y (2) a mediano plazo (2008 al 2021), por medio del índice de coral (IC) para evaluar la salud de la comunidad coralina con una escala de 1 a 6. Valores altos de los índices reflejan un mejor estado de los corales. Se relacionó el número de colonias blanqueadas con valores de *degree heating week* (DHW) y tasas de sedimentación en ambos periodos. Se obtuvo que los grados de calor acumulado fueron la causa principal de los eventos de blanqueamiento, mientras que los sedimentos no tuvieron una influencia directa. En 2022 la prevalencia de blanqueamiento fue de 17% con valores de 5 DHW, siendo *Montastraea cavernosa*, *Siderastrea siderea*, *Siderastrea stellata* y *Colpophyllia natans* las especies más afectadas. Sin embargo, la mayoría exhibieron una pigmentación creciente dentro de los primeros 5 meses, con valores del IRB de 5 y 6. Durante el periodo de 2008 a 2021, la salud de las comunidades coralinas se clasificó como buena, con valores del IC de 3.8 y 3.6. Los resultados ilustran que los corales escleractinios han sido resilientes a los eventos de blanqueamiento bajo las condiciones del SAV, resaltando la necesidad de continuar con estudios *in situ* de las especies susceptibles en este estudio.

Palabras clave: blanqueamiento, coral escleractinio, estrés térmico, recuperación, Sistema Arrecifal Veracruzano.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son estructuras masivas de carbonato de calcio, rígidas y resistentes a las olas y construidas principalmente por esqueletos de generaciones sucesivas de corales escleractinios (Done 2011). Son ecosistemas con gran importancia ecológica. Entre los servicios ecosistémicos que presentan, destaca el ser la principal protección a la costa al disminuir la fuerza del oleaje y prevenir su erosión durante tormentas tropicales y huracanes (Ferrario et al. 2014). Asimismo, los arrecifes de coral presentan una alta

complejidad estructural que proporciona hábitats de refugio y crianza para diversas especies de importancia comercial, y son económicamente relevantes por los ingresos que generan al sector turístico, producto de las actividades deportivas y recreativas que se realizan en ellos (Woodhead et al. 2019).

Los corales, por lo general, habitan en aguas oligotróficas con baja concentración de nutrientes y sedimentos y en un rango de temperatura entre 25 y 29 °C (Lough y van Oppen 2018). Son organismos estenotolerantes, es decir, organismos con un margen estrecho de tolerancia a los cambios en las variables ambientales debido a la simbiosis que mantienen con

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2025.3500>



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.

dinoflagelados endosimbióticos de la familia Symbiodiniaceae (Grimsditch y Salm 2005, Quigley et al. 2018). Estos endosimbiontes, por medio de la fotosíntesis, proporcionan a los corales más del 90% de la energía necesaria para llevar a cabo funciones esenciales como el crecimiento, la calcificación, la reproducción, la reparación del tejido ante lesiones, la producción de mucus y la defensa contra depredadores (LaJeunesse et al. 2018, Lough y van Oppen 2018).

El aumento de la temperatura, los sedimentos y los contaminantes; las actividades humanas, y el desarrollo costero son perturbaciones que impactan negativamente en la salud y recuperación de los corales (Grimsditch y Salm 2005). Uno de los signos de la gravedad es el aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos de blanqueamiento coralino (Warner y Suggett 2016). El blanqueamiento se presenta como una respuesta de estrés ante las alteraciones en las variables ambientales (Rosenberg y Loya 2004) que provocan la degradación o expulsión de las zooxantelas del tejido del pólipo, resultando en una pérdida de pigmentos fotosintéticos (Jokiel 2004).

El aumento de la temperatura superficial del mar, especialmente el calor acumulado al que están expuestos los corales, es la causa principal de estrés que provoca el blanqueamiento en las colonias (Eakin et al. 2009). El estrés por calor acumulado generalmente se mide en grados centígrados, como las anomalías térmicas semanales acumuladas por encima de la media máxima mensual histórica (MMM) de las últimas 12 semanas. A este indicador se le domina *degree heating week* (DHW), y de acuerdo con su escala, el blanqueamiento se presenta a partir de 4 DHW. A medida que incrementa el valor de DHW, aumenta el riesgo de un blanqueamiento masivo generalizado y una mortalidad alta (NOAA 2023). Por otro lado, el estrés y la temperatura no son los únicos desencadenantes del blanqueamiento. Existen otros estresores que pueden detonar la ruptura de la simbiosis. Por ejemplo, el exceso de sedimentos provenientes tanto de ríos como de descargas de aguas residuales aumentan la turbidez del agua, lo que desencadena una disminución de la capacidad fotosintética en zonas profundas y un aumento en la demanda energética para la remoción activa de sedimentos que afecta negativamente el balance energético y la sobrevivencia de los organismos (López-Lodoño et al. 2023). Esto es particularmente importante en arrecifes cercanos a descargas de ríos, ya que dichas condiciones de estrés por sedimentos pueden ocurrir de manera recurrente.

Los corales son organismos capaces de recuperarse de lesiones por blanqueamiento, donde su recuperación depende de diversos factores como la región geográfica, el género de simbiote que posea la colonia, el porcentaje de tejido afectado, la cantidad de simbiotes remanentes, la habilidad de recuperación y la resistencia de cada especie de coral (López-Patoni 2014). Para fines de este trabajo, la recuperación al blanqueamiento se consideró como la velocidad con la que una colonia de coral recupera el color de su tejido después de un evento de blanqueamiento (Grimsditch y Salm 2006), y la resistencia al blanqueamiento se consideró como

la capacidad de las colonias para tolerar la perturbación sin presentar decoloración (Obura y Grimsdith 2009).

Dentro de las especies más susceptibles al blanqueamiento en el mar Caribe y el Golfo de México, se encuentran *Montastraea cavernosa*, *Colpophyllia natans*, *Porites furcata*, *Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa*, *Orbicella franksi*, *Orbicella annularis*, *Acropora cervicornis*, *Agaricia tenuifolia* y *Agaricia lamarcki* (González-Gándara 2008, Eakin et al. 2009, Alemu y Clement 2014, Muñiz-Castillo et al. 2024). Sin embargo, parte de su susceptibilidad depende de la forma de crecimiento de los corales, donde por lo regular los géneros con crecimiento ramificado (Acroporidos) son más afectados que los de crecimiento masivo, tales como *Colpophyllia*, *Montastraea*, *Orbicella* y *Siderastrea* (Loya et al. 2001).

A pesar de que las especies anteriormente mencionadas pertenecen a distintos grupos morfofuncionales, se ha visto que se recuperan del blanqueamiento en un periodo de 1 a 11 meses, lo cual depende de la intensidad del evento de blanqueamiento (Levas et al. 2018, Matsuda et al. 2020), y sólo *S. siderea* y *M. cavernosa* parecieran presentar una resistencia al estrés crónico por sedimentos. La evidencia en islas del Caribe indica que estas especies casi no se ven estresadas (blanqueadas) por la sedimentación, a pesar de estar expuestas a tasas de sedimentación de más de $400 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ (Torres y Morelock 2002, Vargas-Ángel et al. 2007).

El Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) es un caso de estudio excepcional para evaluar el efecto de estrés sobre los corales. A pesar de ser considerado uno de los sistemas arrecifales con mayor exposición a agentes de estrés para las colonias, tanto de índole antrópico (e.g., la contaminación derivada del crecimiento urbano y de las actividades portuarias, turísticas y pesqueras), como de índole natural (e.g., los eventos atmosféricos como los vientos nortes y huracanes, la alta descarga fluvial y la sedimentación proveniente de ríos adyacentes) (Salas-Pérez y Granados-Barba 2008, Ortiz-Lozano 2012). La cobertura de coral vivo disminuyó de 1960 hasta finales de los 1980, y desde entonces ha permanecido estable en alrededor del 20% (Horta-Puga et al. 2015), aunque otros autores han reportado una disminución de la cobertura en el mismo periodo de tiempo (e.g., Jackson et al. 2014). El SAV se caracteriza por estar ubicado en un ambiente altamente turbio con tasas de sedimentación promedio en la temporada de nortes (invierno) de $500 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ (Pérez-España et al. 2012). El complejo arrecifal ubicado frente a la localidad de Antón Lizardo es el que se encuentra más expuesto a un estrés constante de sedimentos por el aporte de los ríos Jamapa y Papaloapan (Salas-Monreal et al. 2022).

De este modo, las perturbaciones constantes a las que se encuentran expuestos los corales del SAV, especialmente la tasa de sedimentos provenientes de ríos adyacentes, más el creciente estrés térmico que estamos experimentando a nivel global (NOAA 2024), podrían aumentar la gravedad del blanqueamiento, resultando en una mayor pérdida de coloración en las colonias y afectando su proceso de recuperación. Por lo tanto, en el presente estudio evaluamos si los corales

localizados en un arrecife cercano a la desembocadura de un río estaban más afectados y tenían una recuperación más lenta después de un evento de blanqueamiento, en comparación con los de un arrecife con poca influencia de ríos. Para ello, en este trabajo evaluamos la recuperación (respecto a la coloración de las colonias) en un periodo de 8 meses después de un blanqueamiento en 2 arrecifes del SAV a distinta distancia de la desembocadura de un río y, a la vez, evaluamos la salud de la comunidad de corales escleractinios en el periodo de 2008 a 2023. Tanto la recuperación de las colonias como la salud de la comunidad se consideraron atributos individuales de la resiliencia, *sensu* Lam et al. (2020), de los corales escleractinios.

La información que se obtuvo servirá como línea base para conocer el tiempo que tardan los corales escleractinios del SAV en recuperar el color de su tejido posterior a un evento de blanqueamiento e identificar las diferencias entre especies que den indicios de respuestas específicas para estudiar más adelante. Además, este estudio proporciona datos históricos de la salud de los corales, así como valores del estrés térmico y tasas de sedimentación que puedan servir para futuros estudios en la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el SAV, localizado dentro de un área natural protegida en el suroeste del Golfo de México, en el litoral del estado de Veracruz de Ignacio de la Llave (19°15' a 19°02'N, 96°12' a 95°47'O) (Lara et al. 1992). Los arrecifes que lo componen se dividen en 2 grupos, uno al norte, localizado frente a la ciudad y puerto de Veracruz con mayor impacto antropogénico, y el otro al sur, frente a la localidad de Antón Lizardo con más influencia de sedimentos provenientes de los ríos Jamapa y Papaloapan (Krutak 1997).

Con la finalidad de comparar la recuperación de las colonias y la salud de la comunidad coralina bajo distintos factores estresantes del SAV, los muestreos se realizaron en 2 arrecifes de plataforma emergente que, por su ubicación, se encuentran bajo distinta exposición a sedimentos (Fig. 1): Blanquilla y Blanca. Blanquilla se localiza en el subgrupo norte, a 2 km de la costa frente al puerto de Veracruz (19°13'24"N, 96°05'49"O), y está más expuesto al impacto antropogénico por parte de la población. Blanca se localiza en el subgrupo sur, a 2.6 km de la costa, frente a la localidad de Antón Lizardo (19°05'06" N, 95°59'57"O), y está expuesto a tasas de sedimentación más altas por la influencia de las descargas de ríos adyacentes (Pérez-España et al. 2015b).

Análisis de temperatura y tasa de sedimentación

Se trabajó con una serie de tiempo de la temperatura superficial del mar diaria nocturna (TSMN) de enero de 2008 a julio de 2023 del área de estudio, y con valores de DHW, calculados con información satelital con una resolución de 1 km. Esta información nos indicó los DHW a los

que se encontraban expuestos los corales durante el muestreo. Los datos se tomaron del sistema satelital de alerta temprana de blanqueamiento de corales (SATcoral) del sitio web del Sistema de Información y Análisis Marino Costero (SIMAR) v. 02 (SIMAR 2024).

Para evaluar la tasa de sedimentación, se analizó una serie de datos del periodo 2012 a 2023 proporcionados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de los arrecifes Blanquilla y Blanca. Dichos datos fueron recolectados a partir de trampas colocadas en la parte de sotavento cada 4 meses (una por temporada climática), considerando los meses de octubre a febrero como “nortes”, de marzo a junio como “secas” y de julio a octubre como “lluvias”. La tasa de sedimentación se calculó en unidades de $\text{cm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$.

Se realizó una prueba de Kruskal-Wallis considerando las 3 temporadas climáticas y los 2 arrecifes, con el fin de conocer la variación de la tasa de sedimentación entre temporadas y entre arrecifes. Por otro lado, para conocer si el blanqueamiento estaba influenciado tanto por la presencia de sedimentos como por los valores de calor acumulado en el área de estudio, se realizó una correlación de Spearman de la tasa de sedimentación y DHW, con el número de colonias blanqueadas en cada fecha de muestreo de ambos análisis temporales (a corto plazo: 2022 a 2023; a mediano plazo: 2008 a 2021) (Material suplementario 1). Tanto la prueba de Kruskal-Wallis como la correlación de Spearman se realizaron tras aplicar pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianza (Test F) para determinar la idoneidad del uso de análisis paramétricos. Ambas pruebas indicaron que los datos eran homogéneos ($P > 0.05$), pero no se ajustaban a la normalidad ($P < 0.05$), justificando así el uso de técnicas estadísticas no paramétricas en el tratamiento de los datos. Los análisis se realizaron en el programa InfoStat v. 2020.

Trabajo de campo

La condición de los corales escleractinios se evaluó en 2 escalas de tiempo. El primero consistió en un análisis a corto plazo que se enfocó en el proceso de recuperación de color de las colonias posterior al evento de blanqueamiento del 2022, y el segundo en un análisis a mediano plazo por medio del IC para el periodo de 2008 a 2021.

Análisis a corto plazo: recuperación de las colonias

El trabajo de campo consistió en realizar muestreos por medio del buceo autónomo (SCUBA) en los arrecifes Blanquilla y Blanca. Durante el mes de octubre de 2022, en cada arrecife se marcaron todas las colonias afectadas por blanqueamiento a lo largo de 2 transectos de banda fijos (50 m $\times$ 2 m) que fueron colocados paralelamente a la pendiente arrecifal de sotavento, entre 8 y 15 m de profundidad. A cada una de las colonias marcadas se les dio seguimiento por medio de fotografías tomadas a una distancia aproximada de 1 m con ángulo cenital con una cámara Canon G16 (Tokio,

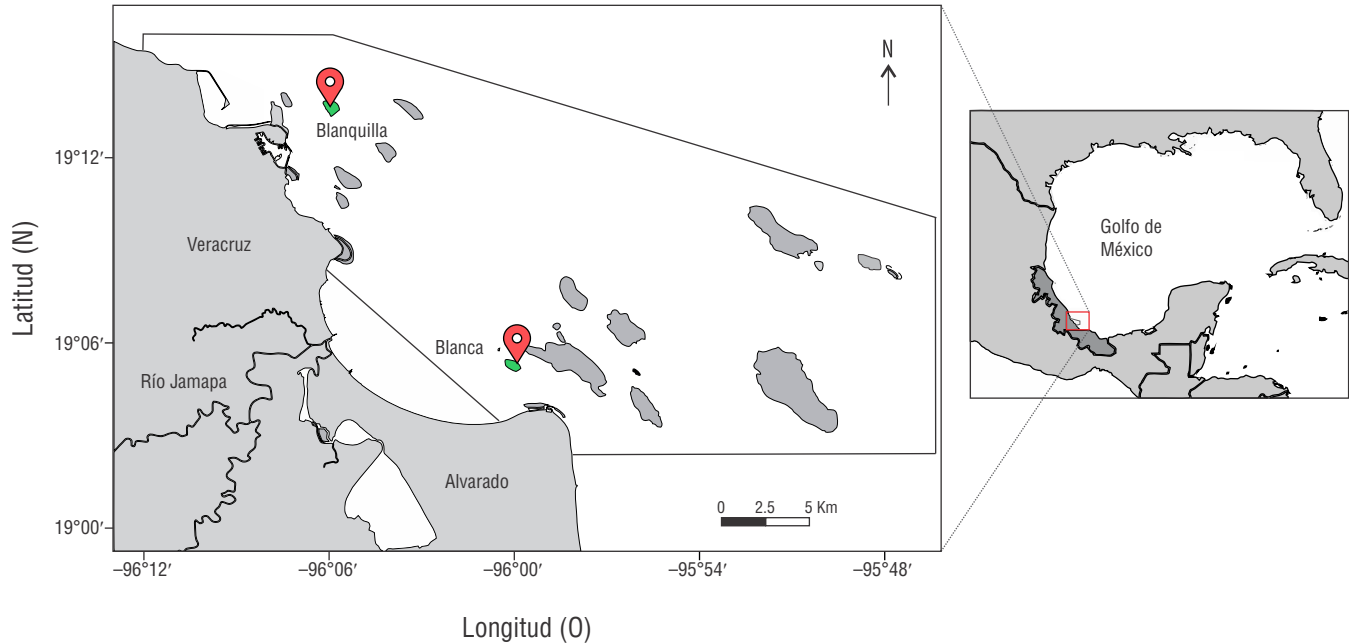


Figura 1. Mapa del área de estudio. Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) con los 2 arrecifes muestreados resaltados en color verde.

Japón) con lente de 6.1-30.5 mm (ISO: 400; tiempo de exposición: 1/80 s; distancia focal: 18 mm; flash: no obligatorio) a los 15 días (para registrar cambios rápidos), a los 5 meses (marzo de 2023) y a los 8.5 meses (julio de 2023; justo previo al evento masivo de blanqueamiento). Posteriormente, las fotografías fueron analizadas en GIMP v. 2.10, en el cual se determinó el porcentaje de tejido blanqueado de las colonias en cada periodo muestreado. Los datos se capturaron en una base de Excel para su uso en la estimación de la recuperación de las especies (Material suplementario 1).

Además, al inicio del muestreo se contabilizaron todas las colonias que se encontraban a lo largo del transecto de banda (con y sin signos de blanqueamiento) para estimar la prevalencia de blanqueamiento inicial por arrecife y especie (PBI) con la ecuación (1):

$$Prevalencia = \frac{CB}{TC} \times 100, \quad (1)$$

donde *CB* es el número de colonias blanqueadas y *TC* es el número total de colonias en el transecto.

Para determinar el tiempo de recuperación de las colonias, se utilizó el índice de respuesta al blanqueamiento (IRB), basado y modificado del índice utilizado por Matsuda et al. (2020). El IRB consistió en clasificar el porcentaje de tejido blanqueado de las colonias en 6 categorías representadas con un indicador individual (ID) del 1 al 6: (1) colonia con blanqueamiento severo (>90% del tejido afectado), (2) colonia con blanqueamiento grave (70-89% del tejido afectado), (3) colonia con blanqueamiento moderado (50-69% del tejido afectado), (4) colonia con blanqueamiento parcial (30-49%

del tejido afectado), (5) colonia con blanqueamiento leve (1-29% del tejido afectado) y (6) colonia recuperada (tejido sin blanqueamiento). Con base en dicha clasificación se calculó el IRB por especie mediante la ecuación (2):

$$IRB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N ID_i, \quad (2)$$

donde *ID* es la categoría de blanqueamiento de la *i*-ésima colonia (escala del 1 al 6) y *N* es el total de colonias de coral analizadas.

El IRB indica la categoría en la que se agrupa el mayor número de colonias de la especie; un valor cercano a 6 indica la recuperación del color del tejido en la mayoría de las colonias, y un valor cercano a 1 representa un blanqueamiento de >90%. Dado que el índice trabaja sobre la recuperación de las colonias blanqueadas, este se aplicó a aquellas especies con más de 15 colonias y una prevalencia superior al 10%. Estos criterios se establecieron considerando el bajo número de colonias presentes en las demás especies, con el fin de garantizar una representación robusta en función del número de colonias muestreadas. Además, las colonias que murieron por completo durante el estudio fueron reportadas con una categoría de mortalidad. Esto permitió describir el evento del blanqueamiento por especie a lo largo del tiempo, por medio de las variaciones en la prevalencia.

Para identificar tendencias de asociación entre el IRB, tiempo y especies, se realizó un análisis de redundancia (RDA) en CANOCO v. 4.5. Para esto, la matriz de variables dependientes (porcentaje de blanqueamiento, IRB y muerte), se relacionó con una matriz factorial de variables independientes

(especies), utilizando el tiempo de muestreo como variable complementaria. Los primeros 2 ejes canónicos fueron considerados importantes, probando su significancia por medio de la prueba Monte Carlo, utilizando 999 permutaciones.

Análisis a mediano plazo: índice de coral (IC)

Se analizó una base de datos del periodo 2008 a 2021 del proyecto “Monitoreo del Sistema Arrecifal Veracruzano” proporcionada por el laboratorio de arrecifes coralinos del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP), la cual contiene datos de cobertura coralina, densidad de reclutamiento, riqueza de especies y número de colonias blanqueadas en 7 años (2008, 2010, 2012, 2013, 2017, 2019 y 2021). Los muestreos fueron realizados a lo largo de 5 transectos fijos de 10 m de longitud, paralelos a la pendiente arrecifal, a una profundidad de 10 a 15 m. La estimación de la cobertura se realizó por video transectos que se analizaron mediante *Coral Point Count with Excel Extensions* (CPCe) v. 4.1, el cual genera 10 puntos aleatorios en cada imagen, registrando el bentos y tipo de fondo donde se coloca cada punto. De esta forma la abundancia total y de corales se representó con el número de puntos de las imágenes analizadas. Para el reclutamiento se utilizaron 5 cuadrantes de 25 × 25 cm para cada transecto (total: 0.3125 m² muestreados por transecto) y, además, se contaron todas las colonias con blanqueamiento a lo largo de los transectos (Pérez-España et al. 2015a).

Con la finalidad de conocer el estado en el que se ha encontrado la comunidad coralina de ambos arrecifes a lo largo del tiempo, se aplicó el índice de coral IC, basado en los métodos de NEPA (2013), a los 7 años de la base de datos. Este método consiste en evaluar 4 indicadores esenciales para analizar si los arrecifes de coral se encuentran en buena condición: (1) cobertura de coral, (2) riqueza de especies, (3) densidad de reclutamiento y (4) prevalencia de blanqueamiento. El índice consistió en obtener el valor promedio anual de los 4 indicadores mencionados anteriormente para cada arrecife. El porcentaje de cobertura coralina se calculó con ecuación (3):

$$\text{Cobertura coralina (\%)} = \frac{NPCT}{NPT} \times 100, \quad (3)$$

donde *NPCT* es el número de puntos de coral por transecto y *NPT* es el número de puntos totales. La densidad de reclutamiento se calculó con ecuación (4):

$$\text{Densidad de reclutamiento (reclutas} \cdot \text{m}^{-2}) = \frac{ART}{0.3125 \text{ m}^2} \quad (4)$$

donde *ART* es la abundancia de reclutas por transecto. El porcentaje de blanqueamiento se calculó con ecuación (5):

$$\text{Blanqueamiento (\%)} = \frac{NCBT}{ATC} \times 100, \quad (5)$$

donde *NCBT* es el número de colonias blanqueadas por transecto y *ATC* es la abundancia total de coral de cada arrecife.

Cabe aclarar que, dado que la base de datos no contaba con la abundancia total de colonias, ésta se consideró como el mayor número de colonias enfermas registrado en los 7 años analizados en cada arrecife (Blanquilla: 131 colonias; Blanca: 206 colonias).

Posteriormente, el promedio anual de cada indicador para cada uno de los arrecifes se convirtió en valores dentro de los rangos de umbral propuesto por NEPA (2013) y Hernández-Delgado et al. (2018), el cual utiliza una escala de 1 (estado crítico) a 5 (estado muy bueno). Por último, se promedió el conjunto de indicadores escalados por año y se obtuvo un valor final del IC. Siguiendo los intervalos propuestos por NEPA (2013), se consideraron estos valores como muy bueno (4.5-5), bueno (3.4-4.2), regular (2.6-3.4), malo (1.8-2.6) y crítico (1-1.8).

RESULTADOS

Dinámica de la temperatura y sedimentación en el blanqueamiento coralino

Mediante el promedio mensual de la TSMN en la zona de estudio, se obtuvo un valor de MMM local de 29.3 ± 0.3 °C, siendo los meses de agosto (29-30 °C) y septiembre (28.7-30.6 °C) los más cálidos. En el periodo de 2008 a 2023, se observó que el grado de calentamiento semanal en el SAV, comenzó cada año entre los meses de junio y julio, siendo 2018 el de mayor calor acumulado (9 DHW). Durante 2008, 2010, 2012, 2013, 2017, 2019 y 2021, el calor acumulado alcanzó su valor máximo en septiembre (4 ± 1 DHW), descendiendo en los 7 años a finales de octubre (Fig. 2). Durante el 2022, la TSMN diaria comenzó a incrementar a partir de abril, superando la MMM en agosto con un valor de 30.5 °C; las anomalías positivas a partir de julio dieron como resultado un estrés por calor acumulado de 5 DHW en septiembre. Al inicio del muestreo en 2022, los corales se encontraban bajo 4 semanas de estrés de calor acumulado (4 DHW), el cual disminuyó hasta finales de noviembre (< 2 DHW). En el 2023, el incremento de la temperatura comenzó un mes antes (a partir de marzo), de tal manera que para julio ya había una acumulación de 2 DHW (Fig. 3).

En cuanto a la tasa de sedimentación, los arrecifes estudiados estuvieron dentro del promedio del SAV (661 cm³·m⁻²·día⁻¹ ± 191), con valores de 657 cm³·m⁻²·día⁻¹ para Blanquilla y 591 cm³·m⁻²·día⁻¹ para Blanca. A partir de la prueba de Kruskal-Wallis se obtuvo que la tasa de sedimentación no varió entre arrecifes (*P* > 0.05) (Fig. 4a), pero sí entre temporadas (*P* < 0.05) (Fig. 4b), siendo en la temporada de nortes cuando se presentaron las tasas de sedimentación más altas, con promedios de 927 y 956 cm³·m⁻²·día⁻¹ para Blanquilla y Blanca, respectivamente.

En la correlación de Spearman, no se encontró una relación significativa entre el número de colonias blanqueadas en el periodo de 2008 a 2021 y 2022 a 2023 con la tasa de sedimentación en ambos arrecifes (*P* = 0.17, *r* = 0.31); sin embargo, se obtuvo una correlación positiva (*P* = 0.03, *r* = 0.66) con los valores de DHW.

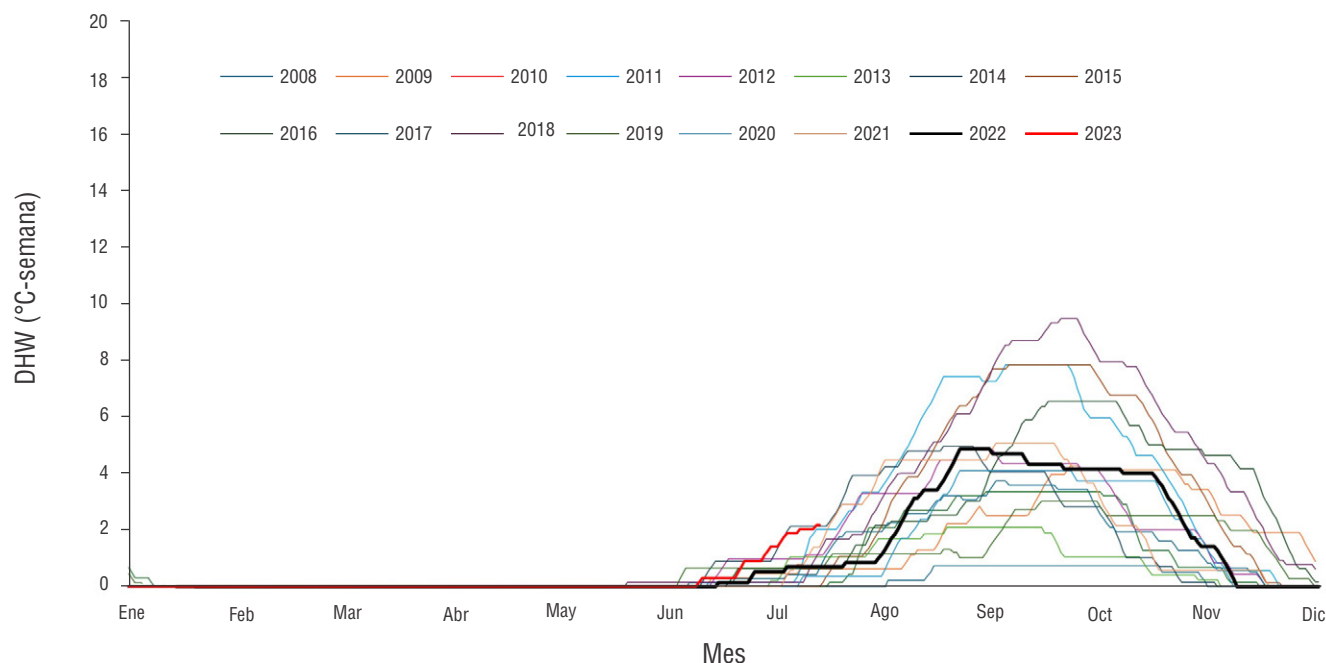


Figura 2. Valores de *degree heating week* (DHW) en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) durante los 7 años analizados dentro del periodo de 2008 a 2023.

Análisis a corto plazo: recuperación de las colonias

Composición de la comunidad coralina y prevalencia de blanqueamiento

A lo largo de los 200 m² muestreados, se registraron 348 colonias coralinas pertenecientes a 17 especies en el arrecife Blanca, de las cuales las más abundantes fueron *S. siderea* (25.2%, 88 colonias) y *S. stellata* (23.2%, 81 colonias). Al inicio del muestreo, 58 colonias pertenecientes a 9 especies presentaron blanqueamiento, mientras que 8 especies no estuvieron afectadas (Tabla 1).

Por otro lado, se identificaron 11 especies con 278 colonias en Blanquilla, siendo *Montastraea cavernosa* (42%) y *Colpophyllia natans* (28.4%) las especies más abundantes con 117 y 79 colonias, respectivamente. El blanqueamiento se presentó en 46 colonias pertenecientes a 5 especies, mientras que 6 especies no presentaron blanqueamiento. En ambos arrecifes el valor de PBI fue de 17%, siendo las especies que dominaron las que tuvieron el mayor número de colonias afectadas, con prevalencias de 14-32% (Tabla 1).

Dinámica de la recuperación por especie

En ambos arrecifes al inicio del muestreo, el IRB osciló entre 3 y 5 (Fig. 5a, b), siendo *C. natans* la más afectada en el arrecife Blanquilla con una recuperación completa de >80% de sus colonias (9 colonias) a los 8.5 meses y la única

que tuvo mortalidad del 9%, correspondiente a una colonia. Mientras que, para el arrecife Blanca, la especie más afectada por blanqueamiento fue *M. cavernosa* con una recuperación de >80% de sus colonias a los 5 meses y *S. stellata* con una recuperación máxima del 60% de las colonias (Fig. 6).

Con excepción de *C. natans* y *S. stellata*, todas las especies en ambos arrecifes durante el periodo de estudio exhibieron una pigmentación creciente en >80% de sus colonias a los 5 meses de recuperación, donde el porcentaje de blanqueamiento en las colonias disminuyó a una categoría de blanqueamiento leve (*S. siderea*: 10% y 20% de blanqueamiento; *M. cavernosa*: <10% de blanqueamiento) y a una categoría de recuperado (todas las colonias de *P. astreoides* y *A. lamarcki* sin tejido blanqueado), posicionando a las especies con valores de IRB de 5 y 6. Para los 8.5 meses, correspondientes a julio de 2022, el porcentaje de blanqueamiento aumentó en la mayoría de las colonias, siendo las especies del género *Siderastrea* las más afectadas (Figs. 5, 6).

Mediante el RDA se observó una correlación positiva ($P = 0.001$) entre la presencia de las especies *P. astreoides* y *A. lamarcki* con el IRB a los 5 y 8.5 meses. Por el contrario, la presencia de las especies del género *Siderastrea* fue la única variable que mostró una relación positiva con el blanqueamiento. En general, la presencia de las especies *S. stellata*, *S. siderea*, *M. cavernosa* o *C. natans* no mostró una correlación positiva con el IRB, y de estas sólo la presencia de *C. natans* se relacionó con la variable de muerte antigua (Fig. 7).

Tabla 1. Prevalencia y resistencia de las colonias blanqueadas por especie en los 2 arrecifes de estudio del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) durante el muestreo de octubre de 2022 a julio de 2023. BLA: colonias blanqueadas; RES: colonias resistentes; PBI: prevalencia de blanqueamiento por especie al inicio del muestreo.

Arrecife	Blanquilla			Blanca		
Especie	BLA	RES	PBI	BLA	RES	PBI
<i>Montastraea cavernosa</i>	26	91	22	4	14	22
<i>Colpophylia natans</i>	11	68	14	2	19	10
<i>Siderastrea siderea</i>	6	13	32	20	68	23
<i>Porites astreoides</i>	2	13	13	3	20	13
<i>Orbicella faveolata</i>	0	15	0	1	24	4
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	0	14	0	0	1	0
<i>Siderastrea stellata</i>	0	8	0	23	58	28
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0	6	0	0	18	0
<i>Helioseris cucullata</i>	1	1	50	2	0	100
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0	2	0	0	5	0
<i>Dichocoenia stokesii</i>	0	1	0	0	0	
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	0		2	17	11
<i>Madracis decactis</i>	0	0		0	20	0
<i>Agaricia fragilis</i>	0	0		1	17	6
<i>Agaricia agaricites</i>	0	0		0	5	0
<i>Siderastrea radians</i>	0	0		0	1	0
<i>Porites porites</i>	0	0		0	2	0
<i>Oculina diffusa</i>	0	0		0	1	0
Número de colonias	46	232		58	290	
Número de especies	5	11		9	16	
Prevalencia de blanqueamiento (%)	17			17		

Análisis a mediano plazo: índice de coral (IC)

El promedio de cada indicador en los 7 años analizados mostró que el arrecife Blanquilla presentó una mejor cobertura de coral, mientras que el arrecife Blanca tuvo valores más altos de densidad de reclutamiento. Los indicadores de porcentaje de blanqueamiento y riqueza de especies fueron iguales a lo largo de los años analizados (Tabla 2).

El IC varió entre arrecifes, fluctuando entre 3 y 4. El valor de IC más bajo (3.25) en los arrecifes Blanquilla y Blanca, correspondiente a la categoría regular, se observó durante el 2010 y 2017, respectivamente (Fig. 8). Los valores bajos no mostraron una relación directa con los años donde el blanqueamiento fue mayor. En general, la salud de la comunidad coralina en ambos arrecifes durante los 7 años analizados se categorizó como buena (IC = 3.6 y 3.8) (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Dinámica de la temperatura y sedimentación en el blanqueamiento coralino

Durante el periodo de 2008 a 2022, los valores de calor acumulado (DHW) en el SAV marcaron una ventana de estrés térmico que comenzó durante junio (~0.5 DHW) y terminó

en diciembre (<2 DHW). Consistentemente, se observó que el mes con mayor acumulación de calor fue septiembre (2-9 DHW). De acuerdo con los parámetros de calor acumulado propuestos por la NOAA (2024), el estrés térmico al que estuvieron expuestos los corales del SAV durante el periodo de 2008 a 2022 fue generalmente de una alerta de blanqueamiento de nivel 1, la cual indica que existió una baja probabilidad de blanqueamiento en todo el arrecife.

En estudios realizados en el Caribe mexicano, una región vecina al área de estudio en el Golfo de México, se ha documentado que los corales son altamente susceptibles al blanqueamiento, con un porcentaje de colonias blanqueadas de 20-45% (Randazzo-Eisemann y Garza-Pérez 2021, Sellares-Blasco et al. 2022, Muñoz-Castillo et al. 2024). En este contexto, la prevalencia de blanqueamiento registrada en este estudio al inicio del muestreo de 2022 en ambos arrecifes (17%) reflejó un valor relativamente bajo, la cual llegó a estar principalmente determinada por los grados semanales de calor acumulado a los que estuvieron expuestos (5 DHW). Específicamente, para el muestreo de 2022 a 2023, los valores bajos de DHW explicaron la prevalencia de blanqueamiento del 17% en ambos arrecifes. Además, los primeros muestreos (octubre y noviembre de 2022) correspondieron a la temporada de nortes, cuando la mezcla en la columna de agua ayuda a que la temperatura descienda (Salas-Monreal et al. 2022) y

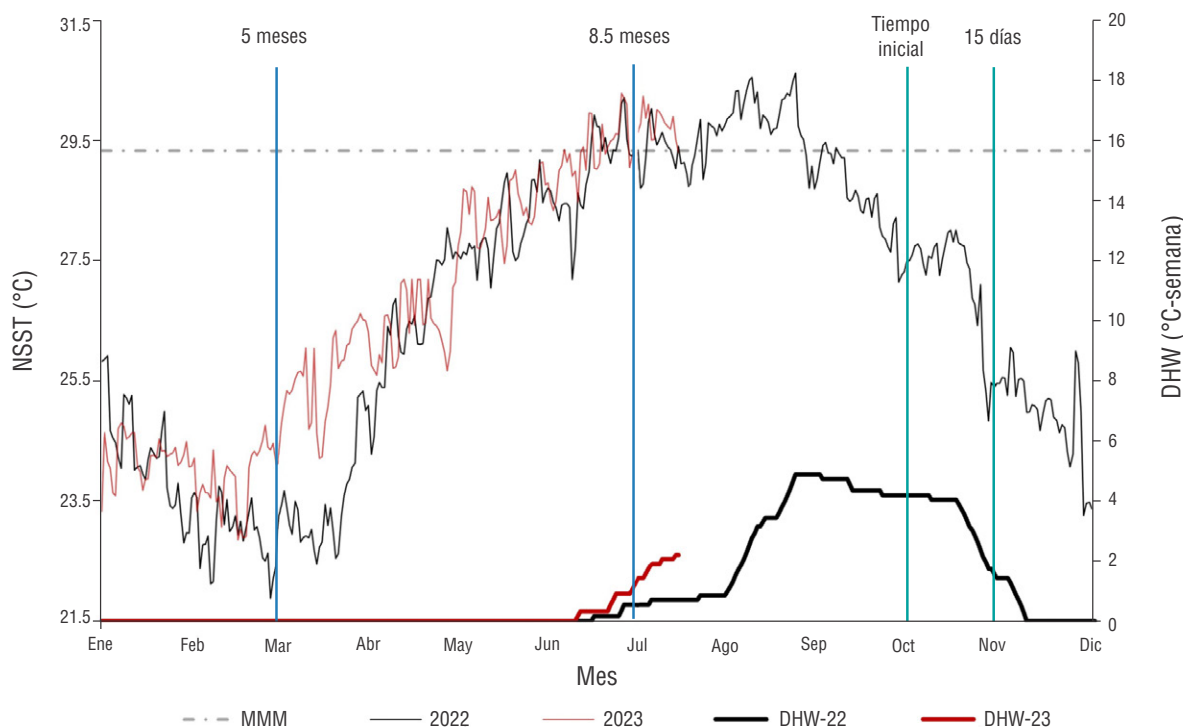


Figura 3. Temperatura superficial de mar nocturna diaria (NSST) durante el 2022 y 2023 en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV). Media máxima mensual (MMM) del área de estudio (línea punteada gris), temperatura (líneas delgadas), grado de calentamiento semanal satelital (1-km diario) de blanqueamiento de corales (D-DHW) representado (líneas gruesas) y los meses de muestreo (líneas verticales).

Tabla 2. Valores de los indicadores del índice de coral (IC) para los arrecifes de estudio convertidos al rango de umbral de acuerdo con NEPA (2013). CC: cobertura de coral; DR: densidad de reclutamiento; BLA (%): porcentaje de blanqueamiento; S: riqueza de especies; ICA: índice de coral anual.

Arrecife	Blanquilla					Blanca				
Año	CC	DR	BLA	S	ICA	CC	DR	BLA	S	ICA
2008	5●	1●	3●	5●	3.50●	3●	4●	3●	4●	3.50●
2010	5●	3●	1●	4●	3.25●	4●	5●	2●	4●	3.75●
2012	5●	4●	2●	5●	4.00●	3●	5●	2●	5●	3.75●
2013	5●	3●	2●	5●	3.75●	4●	5●	2●	5●	4.00●
2017	4●	1●	5●	4●	3.50●	2●	5●	2●	4●	3.25●
2019	4●	4●	3●	4●	3.75●	3●	5●	3●	5●	4.00●
2021	4●	4●	3●	4●	3.75●	3●	5●	3●	5●	4.00●
Indicador										
ICA	4.6	2.9	2.7	4.4		3.1	4.9	2.4	4.6	
IC Total			3.6●					3.8●		

Categoría del indicador: ● muy bueno, ● bueno, ● regular, ● mal, ● crítico.

el estrés térmico disminuya. Por lo tanto, la prevalencia de blanqueamiento observada al inicio del muestreo ya era la máxima que se había alcanzado en la zona.

En el SAV, la influencia de los sedimentos provenientes de los ríos adyacentes varía con la temporada climática (Krutak 1997). Durante las lluvias, el río Papaloapan, con un aporte de $1,331.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, y el río Jamapa, con un aporte de $68.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (CNA 2021), afectan directamente a los arrecifes localizados frente a la localidad de Antón Lizardo, principalmente al arrecife Blanca, permitiendo que los sedimentos se depositen en los corales, mientras que en la temporada de nortes, el aporte de estos ríos no llega a los arrecifes (Salas-Monreal et al. 2022). A pesar de eso, en este estudio, se registró una tasa de sedimentación más alta durante la temporada de nortes, lo que podría deberse a que las trampas de sedimentos capturaron las partículas suspendidas debido a la mezcla en la columna de agua durante esta temporada.

Por otro lado, los arrecifes también se encuentran expuestos a descargas de aguas residuales. El arrecife Blanquilla está expuesto a un aporte de 54 descargas de aguas residuales localizadas a lo largo del puerto de Veracruz, y el arrecife Blanca está influenciado por 19 descargas de aguas residuales reportadas para la zona sur (Mapel-Hernández et al. 2021). Esto podría sugerir que la tasa de sedimentación en dichos arrecifes está influenciada tanto por el aporte de sedimentos provenientes de los ríos adyacentes como por las descargas de aguas residuales de la zona, ya que la tasa de sedimentación registrada no varió entre arrecifes. Además, aunque inicialmente se seleccionaron dichos arrecifes esperando encontrar

diferencias en las tasas de sedimentación y en la susceptibilidad de las especies, al final fue evidente que en ambos arrecifes las colonias de corales se encontraron bajo el mismo grado de estrés por la acumulación de sedimentos.

Se sabe que el incremento de la temperatura es el principal factor de estrés para las colonias de corales (Eakin et al. 2009), situación que se reafirmó en este estudio con la correlación positiva entre el número de colonias blanqueadas y los grados de calor acumulados. En el SAV, además de la temperatura, los corales también se encontraron expuestos a un estrés constante por sedimentos; sin embargo, en este estudio, la tasa de sedimentación no influyó de forma directa en el blanqueamiento. Esto muestra una cierta tolerancia de las colonias ante las altas tasas de sedimentación reportadas en los arrecifes de estudio. A pesar de esto, no debe descartarse la posibilidad de que los sedimentos puedan jugar un papel de estresor secundario que incrementa la sensibilidad de las colonias, ya que durante la temporada de nortes, la resuspensión de sedimentos provocada por la mezcla de la columna de agua, que alcanzó los 25 m de profundidad en promedio (Salas-Monreal et al. 2022), podría generar un estrés al coral por la fricción de las partículas en su tejido y provocar un agotamiento nutricional, tal como lo mencionan Salih et al. (2000) y López-Lodoño et al. (2023).

Análisis a corto plazo: recuperación de las colonias

Durante el muestreo de 2022 a 2023, se observó que las especies de corales escleractinios que fueron las más susceptibles al blanqueamiento en ambos arrecifes (*S. siderea*,

S. stellata, *M. cavernosa* y *C. natans*) pertenecieron a las principales especies que contribuyeron principalmente en la construcción de los arrecifes del SAV (Horta-Puga y Tello-Musi 2009), mismas que han sido reportadas dentro de las más afectadas por blanqueamiento en el Caribe por Alemu y Clement (2014) y en el SAV por Pérez-España et al. (2015a).

Sin embargo, en este trabajo, la mayoría de las especies (exceptuando a *C. natans* y *S. stellata*), mostraron una recuperación en un tiempo similar a lo obtenido por Matsuda et al. (2020), quienes reportaron que las recuperaciones fueron

de 1 a 4 meses previas al siguiente evento de blanqueamiento, y a lo obtenido por Hughes y Grottoli (2013), quienes reportaron que a los 4 meses las colonias presentaban concentraciones de pigmentos fotosintéticos y asimilación de carbono fotoautótrofo en niveles normales, mostrándose visualmente sanos. Por lo tanto, la disminución visual del tejido blanqueado dentro de los primeros 5 meses posteriores al evento de blanqueamiento en las colonias de corales analizadas en este trabajo podría indicar que también hubo una recuperación fisiológica durante ese tiempo.

Estudios de campo han mostrado que, bajo temperaturas elevadas, los arrecifes que se caracterizan por tener aguas turbias son menos propensos al blanqueamiento coralino que los arrecifes de aguas claras (Morgan et al. 2017). Esto se debe a que la abundante materia orgánica particulada presente en arrecifes turbios, junto con el blanqueamiento térmico, pueden provocar que algunas especies de corales se vuelvan permanente o facultativamente heterótrofas (Anthony y Fabricius 2000). Este mismo suceso lo reportaron Hughes y Grottoli (2013), quienes indicaron que los corales que habían presentado blanqueamiento tenían mayores cantidades de carbono heterótrofo asimilado durante su proceso de recuperación que los corales no blanqueados. En el caso del SAV, al ser un sistema arrecifal con aporte de ríos que llevan consigo materia orgánica (Carreón-Palau 2019), la alta tasa de recuperación observada en las especies analizadas en este estudio podría deberse, en parte, al acceso a nutrientes y energía por heterotrofia durante el evento de blanqueamiento, lo cual estaría permitiendo a las colonias resistir y recuperarse con mayor velocidad, tal como lo mencionan Hughes y Grottoli (2013) y Tremblay et al. (2016). Sin embargo, se necesitarían realizar análisis específicos en las colonias para aseverar dicho suceso.

El análisis de la respuesta al blanqueamiento por especie indicó que *C. natans* tardó más tiempo en presentar tejido visualmente sano, además de haber sido la única que tuvo mortalidad de una de las colonias. Esto sugiere una mayor sensibilidad de la especie ante el estrés térmico, lo cual concuerda con lo reportado por González-Gándara (2008) y Pérez-España et al. (2015a), quienes mencionaron que dicha especie se encuentra dentro de las más afectadas por blanqueamiento. Por otro lado, considerando que hubo un evento de El Niño en 2023, en el cual las temperaturas estuvieron por encima del registro histórico y desencadenaron un blanqueamiento que afectó al Pacífico, Caribe y Golfo de México (Goreau y Hayes 2024, López-Pérez et al. 2024), la sensibilidad de las colonias del género *Siderastrea* durante el último muestreo (julio de 2023) incrementó por el estrés térmico al que estuvieron expuestas, ya que para esa fecha existía una acumulación de calor de 2 °C en el SAV (Fig. 3).

Se ha visto que *M. cavernosa* es una especie con la capacidad de permanecer en ambientes donde hay un estrés constante de sedimentos con tasas de sedimentación de hasta 400 g·m⁻²·día⁻¹, sin presentar daños severos de blanqueamiento y mortalidad (Vargas-Ángel et al. 2007). En los

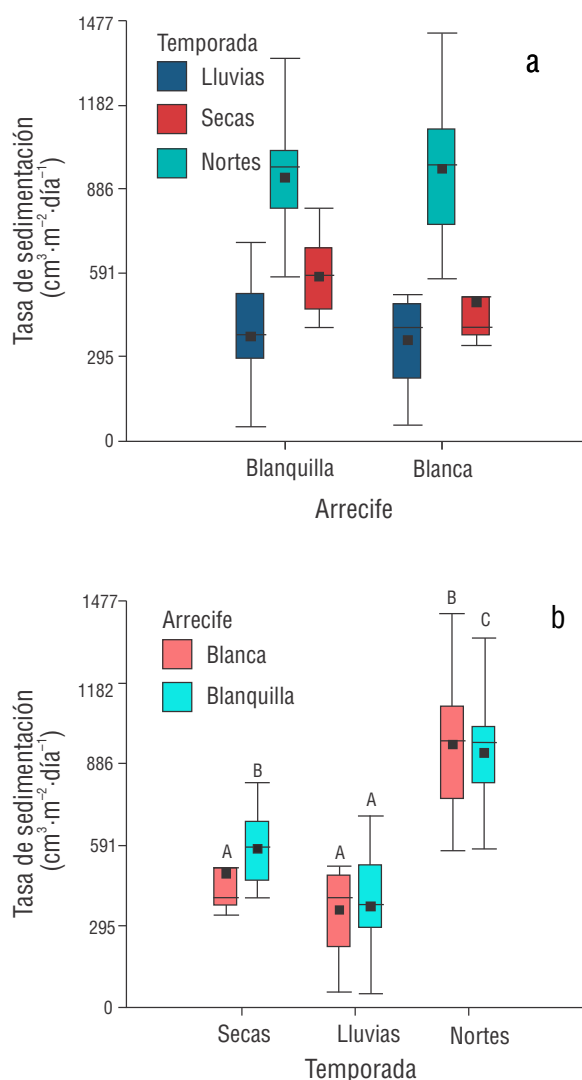


Figura 4. Tasa de sedimentación. Variación de la tasa de sedimentación del periodo de 2012 a 2022 entre los arrecifes de estudio y las temporadas por medio de la prueba Kruskal-Wallis. Diferencia entre los arrecifes Blanquilla y Blanca en temporada de lluvias ($\chi^2 = 0.005$, $P = 0.9$), secas ($\chi^2 = 3.02$, $P = 0.08$) y nortes ($\chi^2 = 0.00019$, $P = >0.9$) (a). Diferencia entre temporadas en el arrecife Blanca ($\chi^2 = 15.5$, $P = 0.0004$) y arrecife Blanquilla ($\chi^2 = 19$, $P = 0.0001$) (b).

arrecifes Blanca y Blanquilla del SAV, esta especie llegó a estar expuesta a tasas de sedimentación de hasta $1,434 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ y, en promedio, a $600 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$. Por lo tanto, a pesar de que *M. cavernosa* fue de las más afectadas por blanqueamiento, su recuperación dentro de los primeros 5 meses demostró su resiliencia en ambientes altamente sedimentados, ya que se le ha atribuido la capacidad de detener su tasa de crecimiento para dirigir los recursos energéticos a rechazar los sedimentos (Horta-Puga y Carriquiry 2008). Este mismo mecanismo para rechazar los sedimentos podría estar pasando con las colonias de *Siderastrea*, ya que también fueron de las que presentaron un mayor porcentaje de blanqueamiento en sus colonias con el mismo tiempo de recuperación.

Por otro lado, *P. astreoides* fue una de las especies que presentaron una completa recuperación de color del tejido

de todas sus colonias a los 5 meses posteriores al evento de blanqueamiento. De acuerdo con lo reportado por Levas et al. (2018), esta especie tiene la capacidad de recuperarse a partir de un mes y medio, por lo tanto, es posible que las colonias de *P. astreoides* en el presente estudio alcanzaran su máxima recuperación incluso antes de los 5 meses muestreados. Además, dentro de las especies analizadas, *P. astreoides* fue una de las menos afectadas por blanqueamiento, a pesar de encontrarse en un ambiente con distintos factores de estrés para los corales. Este resultado concuerda con lo reportado por Green et al. (2008), quienes señalaron que *P. astreoides* tiene el potencial de crecer en hábitats que no son óptimos para la mayoría de los corales. Asimismo, se ha visto que *P. astreoides* tiene tasas de recuperación altas debido a que posee simbiontes del género *Cladocopium* (clado C), los cuales se caracterizan por presentar una alta tasa de foto-reparación y una amplia tolerancia a variaciones de temperatura e irradiancia, en comparación con los simbiontes de especies más sensibles al blanqueamiento (Hennige et al. 2011).

La mortalidad y recuperación de los corales se ha asociado con la gravedad del blanqueamiento (López-Patoni 2014, NOAA 2023). Dado que este estudio evaluó sólo el evento de blanqueamiento de 2022, siendo el último muestreo (julio de 2023) justo antes de que iniciara el cuarto evento de blanqueamiento, la recuperación de las colonias corresponde a un estrés térmico bajo, como se mencionó anteriormente. Por lo tanto, se desconoce el impacto que tendría el blanqueamiento en la recuperación de las especies de corales escleractinios ante un evento de blanqueamiento severo.

Análisis a mediano plazo: índice de coral (IC)

Los corales de los arrecifes estudiados presentaron altos valores de IC durante los 7 años analizados. A pesar de que los arrecifes Blanca y Blanquilla se localizan cerca de la costa (2 km), los valores del IC fueron mayores a 3, lo cual contrasta con lo reportado por Hernández-Delgado et al. (2018), quienes documentaron valores de IC menores a 2 en arrecifes ubicados a menos de 4 km de la costa. De acuerdo con lo reportado por Meesters y Bak (1993), los arrecifes de coral que se encuentran en ambientes perturbados muestran tasas más altas de regeneración y recuperación de su pigmento posterior a un periodo de blanqueamiento, resumido como una alta resiliencia. Por lo tanto, se puede decir que la categoría de bueno en la que se encontraron ambos arrecifes podría ser el resultado de un proceso de aclimatación en el que las colonias han tenido cambios fenotípicos bajo el estrés ambiental y antropogénico presentes en el SAV, que ha resultado en un reajuste de los niveles de tolerancia de las colonias de corales (Coles y Brown 2003).

Además, dentro de las características de cada arrecife de la parte profunda (>10 m), se conoce que Blanquilla es uno de los que presenta mayor cobertura coralina, mientras que Blanca es uno de los que presenta las densidades de reclutamiento más altas (Pérez-España et al. 2015a). Esto concuerda

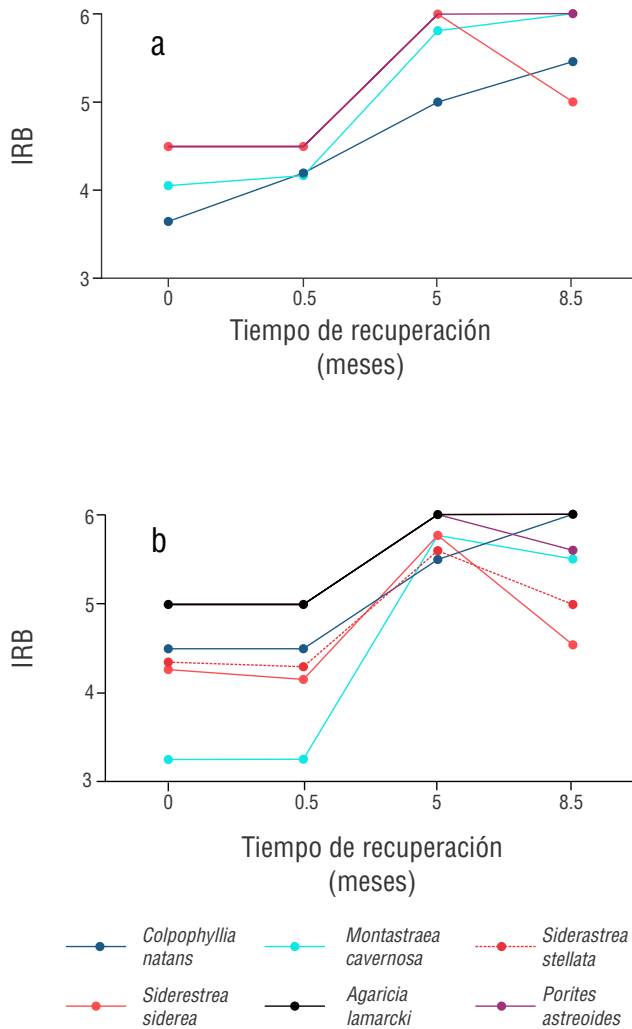


Figura 5. Índice de respuesta al blanqueamiento (IRB) representado por la puntuación promedio de la escala de blanqueamiento. Recuperación de las colonias susceptibles en el arrecife Blanquilla (a) y arrecife Blanca (b).

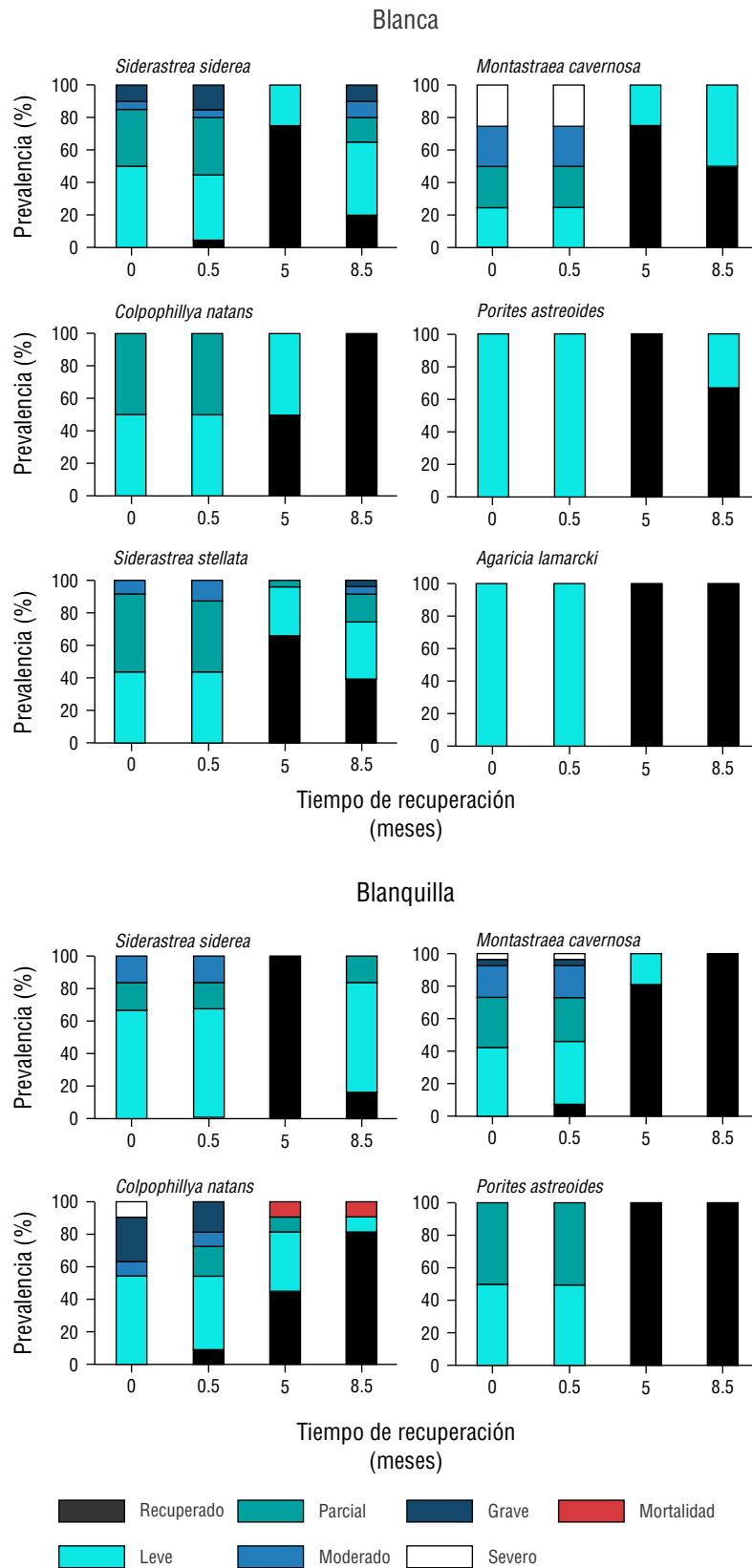


Figura 6. Prevalencia por especie de las colonias blanqueadas en el muestreo de octubre de 2022 y a los 15 días, 5 y 8.5 meses de recuperación.

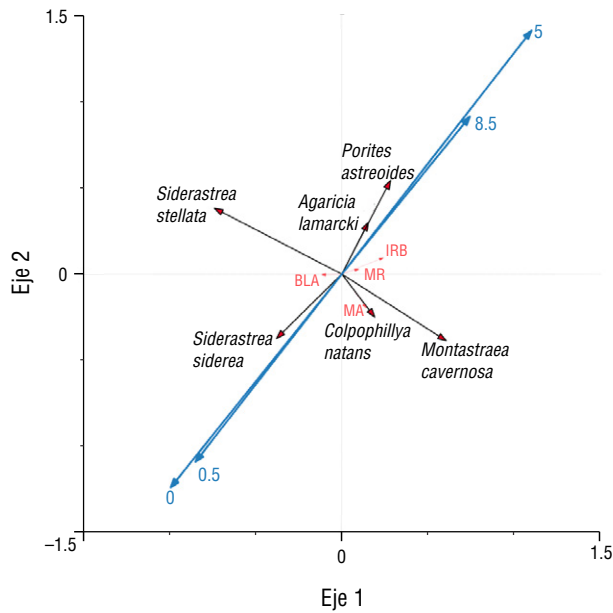


Figura 7. Análisis de redundancia parcial (RDA) de los parámetros ambientales y las especies con los meses de recuperación (primer eje: $F = 17.862$, $P = 0.0010$; segundo eje: $F = 3.021$, $P = 0.0010$; 60% del total de la varianza explicada para los primeros 2 ejes canónicos). Las flechas rojas indican los parámetros ambientales. Las flechas negras indican las especies y las flechas azules los meses de recuperación. IRB: índice de respuesta al blanqueamiento; BLA: porcentaje de blanqueamiento; MA: muerte antigua; MR: muerte reciente.

con los obtenidos en nuestro trabajo, donde Blanquilla mostró una cobertura promedio de 41% pero una densidad de reclutamiento de 5%, mientras que Blanca presentó una cobertura de 17% con una densidad de reclutamiento de 16%.

Los indicadores del IC que se consideraron en este estudio son esenciales para que la comunidad coralina se encuentre en buenas condiciones y pueda recuperarse del estrés térmico (Maynard et al. 2017). En este sentido, los indicadores de densidad de reclutamiento y cobertura coralina que caracterizaron a los arrecifes de estudio tienen mayor peso en los valores del IC y determinan la condición de la comunidad coralina a lo largo del tiempo. Sin embargo, es importante considerar que no todos los reclutas contribuyen de igual manera al funcionamiento del ecosistema. Algunas especies oportunistas pueden presentar altos niveles de reclutamiento, pero su aporte a la estructura tridimensional del arrecife y, por ende, a los servicios ecosistémicos que este provee, puede ser limitado (Cetz-Navarro et al. 2016). Por lo tanto, futuros análisis deberán incluir la composición específica del reclutamiento para una evaluación más precisa del potencial de recuperación del arrecife.

Considerar el tiempo de recuperación de las colonias, junto con otros indicadores clave para el estudio de las comunidades coralinas (cobertura de coral, densidad de reclutamiento y riqueza de especies), ayudará a comprender la respuesta que han tenido los arrecifes y cada una de las especies a lo largo del tiempo. Horta-Puga y Tello-Musi (2009) mencionaron que el SAV se encontraba dominado por especies con límites de tolerancia amplios, situación que comprobamos con los

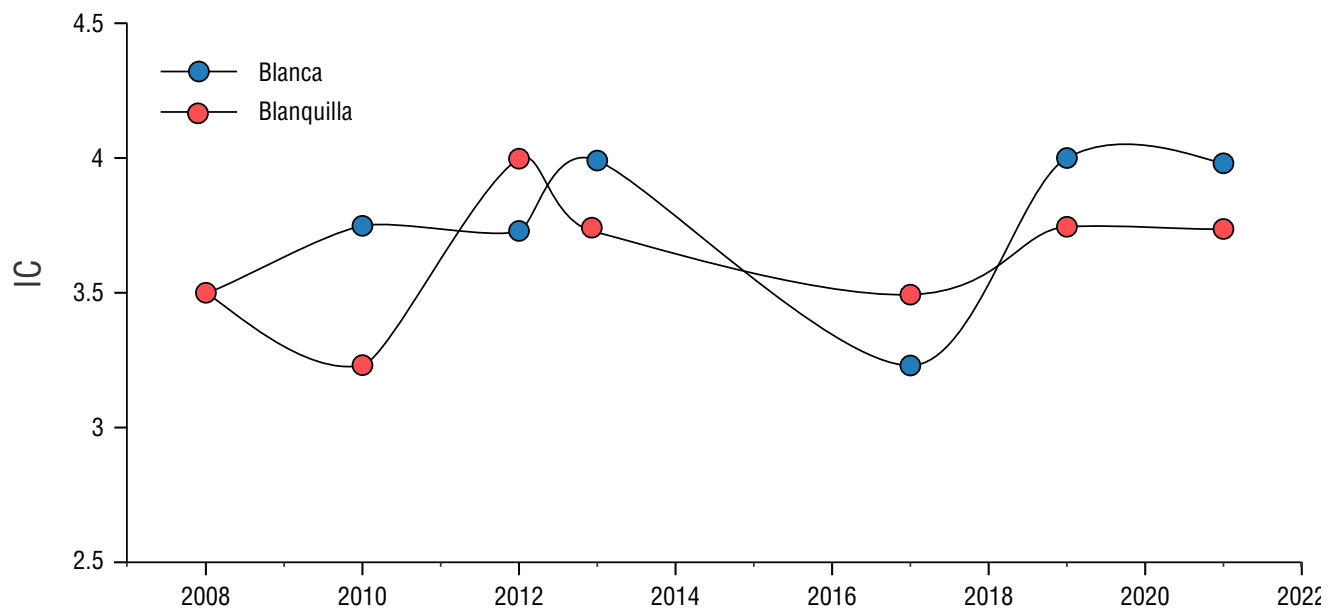


Figura 8. Índice de coral (IC) para cada uno de los arrecifes analizados en el periodo de 2008 a 2021: arrecife Blanca (círculos azules) y arrecife Blanquilla (círculos naranjas).

resultados del tiempo de recuperación de las especies dominantes. De acuerdo con lo reportado por Lam et al. (2020), tanto los indicadores tomados en el IC como la recuperación de las colonias podrían indicar que los sitios que tienen un conjunto deseable de métricas indican una mayor resiliencia. Sin embargo, debido al creciente estrés térmico que enfrentan las colonias y a los estresores antrópicos que perjudican a su salud, es necesario seguir realizando monitoreos de las colonias *in situ* para conocer el tiempo de recuperación posterior a eventos de blanqueamiento, especialmente el evento de 2023, para identificar si existen cambios en la recuperación de las especies.

Además, es importante destacar que en este trabajo la recuperación de las colonias se evaluó a través de la coloración tisular. Por ello, se sugiere que en futuros estudios se aborde la recuperación desde una perspectiva fisiológica, con el fin de comprender con mayor profundidad el proceso de blanqueamiento en cada una de las especies, así como tomar en cuenta otras variables ambientales que pudieran influir en su estado de salud.

CONCLUSIONES

Bajo un estrés por calor acumulado de 5 DHW y una tasa de sedimentación de aproximadamente $600 \text{ cm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$, las especies *M. cavernosa*, *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. lamarcki* recuperaron el color de su tejido, alcanzando una categoría de blanqueamiento leve en >80% de sus colonias dentro de los primeros 5 meses posteriores al evento de blanqueamiento independientemente del porcentaje de tejido blanqueado que presentaron las colonias, mientras que *C. natans* fue de las especies más sensibles al estrés térmico y de las que más tardaron en recuperarse (8.5 meses). Por otro lado, *O. faveolata*, *M. decactis*, *A. fragilis* y *S. intercepta* no fueron afectadas por el estrés térmico de blanqueamiento bajo de nivel 1. La tasa de sedimentación a la que se encontraron expuestos los arrecifes de estudio no varió entre arrecifes y no influyó directamente en el blanqueamiento de las colonias de corales, sino que la principal causa del blanqueamiento fue el estrés térmico, y el tiempo de recuperación dependió de la disminución de los grados de calor acumulado. Finalmente, la similitud de las condiciones a las que se encontraron expuestos los corales escleractinios de ambos arrecifes, el tiempo de recuperación de las especies dominantes en cada uno y los atributos de cobertura y densidad de reclutamiento que los caracterizaron influyeron en que no hubiera diferencias en el IC y el IRB entre arrecifes.

DECLARACIONES FINALES

Material suplementario

El material suplementario de este trabajo se puede descargar del siguiente enlace: <https://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarinas/article/view/3500/420421187>

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por su apoyo a este trabajo con el otorgamiento de la beca para estudiar el posgrado del Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) en la Maestría en Ecología y Pesquerías de la Universidad Veracruzana (UV). También se agradece a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) el financiamiento del proyecto “Monitoreo del Sistema Arrecifal Veracruzano”. Se agradece al personal de la CONANP Veracruz por proporcionarnos las bases de datos de sedimentación y a los buzos del Laboratorio de Ecosistemas de Arrecifes (LEA) del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP) de la UV, así como a Dorado Buceo, Manuel Victoria y Don Cipriano por su trabajo de campo y al Dr. Jimmy Argüelles Jiménez por su apoyo con los análisis estadísticos.

Fondos

Este estudio fue financiado por la CONABIO y la CONANP para algunos años del proyecto “Monitores del Sistema Arrecifal Veracruzano”. Daniela Carreño-Loaiza recibió una beca de maestría de SECIHTI (1196546).

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: DCL y HPE (igual); Curación de datos: DCL; Análisis formal: DCL; Investigación: DCL (principal) y HPE (apoyo); Metodología: DCL y HPE (igual); Recursos: HPE; Supervisión: HPE (principal), AGB, LAF; Validación: HPE, AGB, LAF (igual); Visualización: HPE, AGB, LAF (igual); Redacción—borrador original: DCL (principal); Redacción—revisión y edición: DCL (principal), HPE, AGB, LAF (apoyo).

Disponibilidad de datos

Los datos para este estudio se pueden consultar en el material suplementario.

Uso de herramientas de IA

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

REFERENCIAS

- Alemu JB, Clement Y. 2014. Mass coral bleaching in 2010 in the Southern Caribbean. *Plos One*. 9(1):e83829. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083829>

- Anthony KRN, Fabricius KE. 2000. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *J Exp Mar Biol Ecol.* 252(2):221-253.
[https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00237-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00237-9)
- Carreón-Palau L, del Angel-Rodríguez JA, Parrish CC, Pérez-España H, Aguiñiga-García S. 2019. Evaluación de las fuentes naturales y antropogénicas de nitrógeno y carbono en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Granados-Barba A, Ortiz-Lozano L, González-Gándara C, Salas-Monreal D (eds.), *Estudios Científicos en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Campeche (Mexico): Universidad Autónoma de Campeche. p. 345-376.
- Cetz-Navarro NP, Espinoza-Avalos J, Vega-Zepeda A, Cerón-Flores AI, Raigoza-Figueras R, Carpizo-Ituarte EJ. 2016. Reclutamiento del coral *Acropora palmata* sobre sustratos de dos materiales. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 51(3):643-653.
<https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000300015>
- [CNA] Comisión Nacional del Agua. 2021. Estadísticas del agua en México 2021. Mexico City (Mexico): SEMARNAT. 349 p.
- Coles SL, Brown BE. 2003. Coral bleaching—capacity for acclimatization and adaptation. *Adv Mar Biol.* 46:183-223.
[https://doi.org/10.1016/s0065-2881\(03\)46004-5](https://doi.org/10.1016/s0065-2881(03)46004-5)
- Done T. 2011. Coral reef, definition. In: Hopley D (ed.), *Encyclopedia of modern coral reefs: structure, form and Process*. Dordrecht (Netherlands): Springer Nature. p. 261-267.
- Eakin CM, Lough JM, Heron SF, Liu G. 2009. Climate variability and change: monitoring data and evidence for increased coral bleaching stress. In: Van Oppen MJH, Lough JM (eds.), *Coral Bleaching*. Cham (Switzerland): Springer Nature. p.51-84.
http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-69775-6_4
- Ferrario F, Beck MW, Storlazzi CD, Micheli F, Shepard CC, Airolidi L. 2014. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nat Commun.* 5(3794):1-9.
<https://doi.org/10.1038/ncomms4794>
- González-Gándara C. 2008. Blanqueamiento en arrecifes coralinos de Tuxpan, Veracruz. *Rev Divulg Cienc Tecnol Univ Veracruz.* 21(2).
- Goreau TJF, Hayes RL. 2024. 2023 Record marine heat waves: coral reef bleaching HotSpot maps reveal global sea surface temperature extremes, coral mortality, and ocean circulation changes. *Ox Open Clim Change.* 4(1):1-7.
<https://doi.org/10.1093/oxfclm/kgae005>
- Green DH, Edmunds PJ, Carpenter RC. 2008. Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. *Mar Ecol Prog Ser.* 359:1-10.
<https://doi.org/10.3354/MEPS07454>
- Grimsditch GD, Salm RV. 2006. Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. Gland (Switzerland): The World Conservation Union. 52 p.
- Hennige SJ, McGinley MP, Grottoli AG, Warner ME. 2011. Photoinhibition of *Symbiodinium* spp. within the reef corals *Montastraea faveolata* and *Porites astreoides*: implications for coral bleaching. *Mar Biol.* 158:2515-2526.
<https://doi.org/10.1007/S00227-011-1752-1>
- Hernández-Delgado EA, Barba-Herrera S, Torres-Valcárcel A, González-Ramos CM, Medina-Muñiz JL, Montañez-Acuña AA, Otaño-Cruz A, Rosado-Matías BJ, Cabrera-Beauchamp G. 2018. Coral reef resilience index for novel ecosystems: a spatial planning tool for managers and decision makers—a case study from Puerto Rico. In: Beltran CD, Camacho ET (eds.), *Corals in a Changing World*. London (United Kingdom): IntechOpen. p. 178-211.
<https://doi.org/10.5772/intechopen.71605>
- Horta-Puga G, Carriquiry J. 2008. Growth of the hermatypic coral *Montastraea cavernosa* in the Veracruz Reef System = Crecimiento del coral hermatípico *Montastraea cavernosa* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Cienc Mar.* 34(1):107-112.
<https://doi.org/10.7773/cm.v34i1.1251>
- Horta-Puga G, Tello-Musi JL. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. Ciudad de México (Mexico): Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. SNIB-CONABIO. Technical report, No. DM005. 126 p.
- Horta-Puga G, Tello-Musi JL, Beltrán-Torres A, Carricart-Ganivet JP, Carriquiry JD, Villaseca-Celaya J. 2015. Veracruz Reef System: a hermatypic coral community thriving in a sedimentary terrigenous environment. In: Granados-Barba A, Ortiz-Lozano L, Salas-Monreal D, González-Gándara C (eds.), *Aportes al Conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Campeche (Mexico): Universidad Autónoma de Campeche. p. 181-208.
- Hughes AD, Grottoli AG. 2013. Heterotrophic compensation: a possible mechanism for resilience of coral reefs to global warming or a sign of prolonged stress? *Plos One.* 8(11):e81172.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081172>
- Jackson JBC, Donovan MK, Cramer KL, Lam V. 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Washington D.C (USA): Global Coral Reef Monitoring Network-UICN. Report. 304 p.
- Jokiel PL. 2004. Temperature stress and coral bleaching. In: Rosenberg E, Loya Y (eds.), *Coral Health and Disease*. Heidelberg (Germany): Springer Nature. p. 401-425.
https://doi.org/10.1007/978-3-662-06414-6_25
- Krutak PR. 1997. Petrography and provenance of siliciclastic sediments, Veracruz-Antón Lizardo Reefs, Mexico. *Ocean Res.* 19(3):231-243.
- LaJeunesse TC, Parkinson JE, Gabrielson PW, Jin-Jeong H, Reimer JD, Voolstra CR, Santos SR. 2018. Systematic revision of Symbiodiniaceae highlights the antiquity and diversity of coral endosymbionts. *Curr Biol.* 28:2570-2580.
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.07.008>
- Lam VYY, Doropoulos C, Bozec YM, Mumby PJ. 2020. Resilience concepts and their application to coral reefs. *Front Ecol Evol.* 8:49.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00049>
- Lara M, Padilla C, García C, Espejel JJ. 1992. Coral Reef of Veracruz Mexico I. Zonation and Community. In: Garcia-Saez C (ed.), *7th International Coral Reef Symposium*, 1992 June 22-27. Guam (USA). p. 535-544.
- Levas S, Schoepf V, Warner ME, Aschaffenburg M, Baumann J, Grottoli AG. 2018. Long-term recovery of Caribbean corals from bleaching. *J Exp Mar Biol Ecol.* 506:124-134.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.06.003>
- López-Londoño T, Gómez-Campo K, Galindo-Martínez CT, González-Guerrero LA, Roitman S, Pollock FJ, Pizarro V, López-Victoria M, Medina M, Iglesias-Prieto R. 2023. Survival and physiological responses of corals exposed to elevated turbidity in the Varadero reef, Colombian Caribbean = Sobrevivencia y respuestas fisiológicas de corales expuestos a elevada turbidez en el arrecife Varadero, Caribe colombiano. *Bol Invest Mar Costeras.* 52(1):135-158.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2023.52.1.1192>
- López-Patoni CA. 2014. Análisis comparativo entre dos arrecifes coralinos bajo diferentes presiones antropogénicas en un decenio [MSc thesis]. [Mexico]: Universidad Nacional Autónoma de México. 189 p. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/94839>
- López-Pérez A, Granja-Fernández R, Ramírez-Chávez E, Valencia-Méndez O, Rodríguez-Zaragoza FA, González-Mendoza T, Martínez-Castro A. 2024. Widespread coral bleaching and mass mortality of reef-building corals in Southern Mexican Pacific Reefs due to 2023 El Niño warming. *Oceans.*

- 5(2):196-209.
<https://doi.org/10.3390/oceans5020012>
- Lough JM, van Oppen MJH. 2018. Introduction: coral bleaching—patterns, processes, causes and consequences. In: van Oppen MJH, Lough JM (eds.), *Coral Bleaching*. Cham (Switzerland): Springer Nature. p. 111-151.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-75393-5>
- Loya Y, Sakai K, Yamazato K, Nakano Y, Sambali H, Van Woesik R. 2001. Coral bleaching: the winners and the losers. *Cartas Ecol.* 4:122-131.
<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00203.x>
- Mapel-Hernández MD, Armstrong-Altrin J, Botello AV. 2021. Bioavailability of Cd and Pb in sediments of the National Park Veracruz Reef System, Gulf of Mexico. *Appl Geochem.* 133:1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105085>
- Matsuda SB, Huffmyer AS, Lenz EA, Davidson JM, Hancock JR, Przybylowski A, Innis T, Gates RD, Barott KL. 2020. Coral bleaching susceptibility is predictive of subsequent mortality within but not between coral species. *Front Ecol Evol.* 8:178.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00178>
- Maynard JA, Marshall PA, Parker B, Mcleod E, Ahmadi G, van Hooijdonk R, Planes S, Williams GJ, Raymundo L, Beeden R, et al. 2017. A Guide to Assessing Coral Reef Resilience for Decision Support. Nairobi (Kenya): UN Environment. Full report, No. 978-92-807-3650-2. 44 p.
- Meesters EH, Bak RPM. 1993. Effects of coral bleaching on tissue regeneration potential and colony survival. *Mar Ecol Prog Ser.* 96:189-198.
<https://doi.org/10.3354/meps096189>
- Morgan KM, Perry CT, Johnson JA, Smithers SG. 2017. Nearshore turbid-zone corals exhibit high bleaching tolerance on the Great Barrier Reef following the 2016 ocean warming event. *Front Mar Sci.* 4:224.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00224>
- Muñiz-Castillo AI, Rivera-Sosa A, McField M, Chollett I, Eakin CM, Enríquez S, Giró A, Drysdale I, Rueda M, Soto M, et al. 2024. Underlying drivers of coral reef vulnerability to bleaching in the Mesoamerican Reef. *Commun Biol.* 7:1-11.
<https://doi.org/10.1038/s42003-024-07128-y>
- [NEPA] National Environment and Planning Agency. 2013. An Evaluation of Ecosystem Health: A Report Card for Reefs. Kingston (Jamaica): NEPA. General report. 15 p.
<https://www.nepa.gov.jm/node/855>
- [NOAA] National Oceanic and Atmospheric Administration. 2023. Coral Reef Watch: Daily Global 5km Satellite Coral Bleaching Heat Stress Degree Heating Week: NOAA; [accessed 2023 Sept 10]. https://coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/index_5km_baa-max-7d.php
- [NOAA] National Oceanic and Atmospheric Administration. 2024. Coral Reef Watch: Daily Global 5km Satellite Coral Bleaching Heat Stress Degree Heating Week: NOAA; [accessed 2024 Apr 20]. https://coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/index_5km_baa-max-7d.php
- Obura DO, Grimsdith G. 2009. Resilience Assessment of Coral Reefs – Assessment Protocol for Coral Reefs, Focusing on Coral Bleaching and Thermal Stress. Gland (Switzerland): IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs. 70 p.
- Ortiz-Lozano L. 2012. Identification of priority conservation actions in marine protected areas. Using a causal networks approach. *Ocean Coast Manag.* 55:74-83.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.10.013>
- Pérez-España H, Santander-Monsalvo J, Bello-Pineda J, Gómez-Villada RS, Aké-Castillo JA, Lozano-Aburto MA, Román-Vives MA, Marín-Hernández M. 2012. Caracterización ecológica del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Sánchez AJ, Chiappa-Carrara X, Brito-Pérez R (eds.), *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste. Mérida (Mexico): Universidad Autónoma de México.* p. 581-601.
- Pérez-España H, Ávila-Gutiérrez S, Melo-Merino SM, Berumen-Solórzano P, Flores-Arévalo RR. 2015a. Patrones interanuales e interarrecifales de las comunidades de peces, corales y equinodermos en el Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Granados-Barba A, Ortiz-Lozano L, Salas-Monreal D, González-Gándara C (eds.), *Aportes al Conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: Hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Campeche (Mexico): Universidad Autónoma de Campeche. p. 159-178.
- Pérez-España H, Bello-Pineda J, Ávila-Santiago P, Berumen-Solórzano P, Melo-Merino S, Flores-Arévalo RR, Santander-Monsalvo J, Gómez-Villada RS, Román-Vives MA, Ruiz-Lozano C, et al. 2015b. Monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Segunda Etapa. Ciudad de México (Mexico): Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Informe final, SNIB-CONABIO proyecto GM004. 97 p.
- Quigley KM, Baker AC, Coffroth MA, Willis BL, van Open MJH. 2018. Bleaching resistance and the role of algal endosymbionts. In: van Oppen MJH, Lough JM (eds.), *Coral Bleach*. Cham (Switzerland): Springer Nature. p. 111-151.
- Randazzo-Eisemann A, Garza-Pérez JR. 2021. Análisis de los cambios en la estructura y la condición del Arrecife de Akumal para el soporte a la toma de decisiones en manejo. Sisal (Mexico): PIESACOM, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación. Technical report. 32 p.
- Rosenberg E, Loya Y. 2004. *Coral Health and Disease*. Heidelberg (Germany): Springer Nature. 488 p.
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-06414-6>
- Salih A, Larkum A, Cox G, Kuhl M, Hoegh-Guldberg O. 2000. Fluorescent pigments in corals are photoprotective. *Nature.* 408:850-853.
<https://doi.org/10.1038/35048564>
- Salas-Monreal D, Monreal-Jiménez R, Contreras-Teresa VK, Monreal-Gómez MA, Salas-de-León DA, Riverón-Enzástiga ML. 2022. Hydrographic variation in a tropical coral reef system: The Veracruz Reef System, Gulf of Mexico. *Oceanologia.* 64:473-488.
<https://doi.org/10.1016/j.oceano.2022.03.002>
- Salas-Pérez JJ, Granados-Barba A. 2008. Oceanographic characterization of the Veracruz Reef System. *Atmosfera.* 21(3):281-301. <https://www.revistascca.unam.mx/atm/index.php/atm/article/view/8607>
- Sellares-Blasco RI, Valdez A, Villalpando MF, Guendulain-García SD, Croquer A, King SA, Shamir-Reynoso O, Delance J. 2022. Estado actual de los arrecifes del Barco de la Plata, República Dominicana: expedición abril 2022. Santo Domingo (República Dominicana): Autoridad Nacional de Asuntos Marítimos y Fundación Dominicana de Estudios Marinos. Technical report. 36 p. <https://bvearmb.do/handle/123456789/1104>
- [SIMAR] Sistema de Información y Análisis Marino Costero. 2024. Sistema satelital de alerta temprana de blanqueamiento de corales (SATcoral): CONABIO; [accessed 2024 Jan 13]. <https://simar.conabio.gob.mx/explorer/>
- Torres JL, Morelock J. 2002. Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species. *Sacand J Caring Sci.* 38:222-229.
- Tremblay P, Gori A, Maguer JF, Hoogenboom M, Ferrier-Pagès C. 2016. Heterotrophy promotes the re-establishment of photosynthate translocation in a symbiotic coral after heat stress. *Sci Rep.* 6:1-14.
<https://doi.org/10.1038/srep38112>
- Vargas-Ángel B, Peters EC, Kramarsky-Winter E, Gilliam DS, Dodge RE. 2007. Cellular reactions to sedimentation and temperature stress in the Caribbean coral *Montastraea*

- cavernosa*. J Invertebr Pathol. 95(2):140-145.
<https://doi.org/10.1016/j.jip.2007.01.003>
- Warner ME, Suggett DJ. 2016. The photobiology of *Symbiodinium* spp.: linking physiological diversity to the implications of stress. In: Goffredo S, Dubinsky Z (eds.), The Cnidaria, Past, Present and Future: The World of Medusa and Her Sisters. Cham (Switzerland): Springer Nature. p. 489-509.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-31305-4_30
- Woodhead AJ, Hicks CC, Norström AV, Williams GJ, Graham NAJ. 2019. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. Funct Ecol. 33(6):1023-1034.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331>

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.