



THE UNIVERSITY  
of NORTH CAROLINA  
at CHAPEL HILL



# APRENDIZAJES SOBRE EXPERIMENTOS DE ECOFISIOLOGÍA Y SUGERENCIAS PARA MEJORAR LA RESTAURACIÓN DE CORALES.

Gretchen Goodbody-Gringley  
y Haley Davis

2024

# CONTENTS

- Antecedentes 1
- Vivero de corales del Central Caribbean Marine Institute (CCMI) 4
- Métodos del proyecto 5
- Resultados y discusión 6
- Recomendaciones 11
- Obras citadas 13
- Leyendas de figuras 20



# ANTECEDENTES



Durante las últimas décadas, los corales del Caribe han sufrido disminuciones drásticas (Contreras-Silva et al., 2020; Cramer et al., 2020), con una reducción de aproximadamente 5-10% en la cobertura de coral en todo el Caribe (Gardner et al., 2003). Mientras hay pérdidas que son aún más severas en regiones fuertemente afectadas, como el Tracto del Arrecife de la Florida, donde la cobertura de coral es apenas del 4% (Toth et al., 2019), los atolones remotos y altamente protegidos siguen estando amenazados (Sánchez et al., 2019).

Una infinidad de impactos ambientales están relacionados a estas disminuciones, los cuales incluyen, entre otros, el desarrollo costero (DeGeorges et al., 2010; Ryan et al., 2008), nuevas enfermedades (Alvarez-Filip et al., 2019; Estrada-Saldívar et al., 2020; Hayes et al., 2020; Aronson y Precht 2001) y eventos de estrés térmico (Eakin et al., 2005; Muñoz-Castillo et al., 2019). La persistencia de factores de estrés antropogénicos crónicos y el aumento continuo de su gravedad y frecuencia limitan aún más la capacidad de recuperación de los corales, lo que lleva a predicciones sombrías sobre la estabilidad futura de los arrecifes de coral (Jones et al., 2022; González-Barrios et al., 2020).

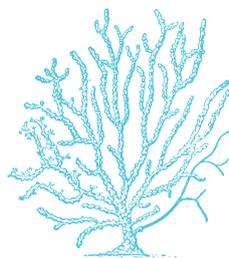
Entre los primeros casos documentados de disminución de corales, atribuidos directamente a una causa específica, se encuentra la mortandad regional de *Acropora cervicornis* (coral cuerno de ciervo) y *A. palmata* (coral cuerno de arce) en el Caribe y el Golfo de México a principios de la década de 1980, debido a un brote de la enfermedad de la banda blanca (Aronson y Precht 2001).

Antes del brote de la enfermedad, *Acropora* spp. dominaban las zonas de arrecifes de aguas poco profundas, proporcionando servicios ecosistémicos invaluable, incluida la protección de la costa a través de la interrupción de la acción de las olas (Ghiasian, et al., 2020), así como un hábitat para peces pequeños y juveniles que pueden haber sustentado pesquerías culturalmente valiosas (Wilson et al., 2008). Dentro de la primera década del brote de la enfermedad, el género disminuyó del >60% al <5% de cobertura (Aronson y Precht 2001). Esta disminución ha continuado en todo el Caribe, lo que ha llevado a que ambas especies fueran incluidas en la lista de especies en peligro de extinción de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN por sus siglas en inglés).

Hoy en día, la ausencia real de los corales acropóridos en las zonas poco profundas de la mayoría de los arrecifes representa un estado antinatural para los ecosistemas modernos de arrecifes del Caribe y ha alterado profundamente la estructura y el funcionamiento de estos. Así, en la última década se han destinado importantes esfuerzos a la restauración de los arrecifes coralinos del Caribe, enfocados principalmente en *A. cervicornis* y *A. palmata* debido a su estado vulnerable, importancia ecológica histórica y su naturaleza ramificada que les permite crecer de 5 a 10 veces más rápido que los corales roca (Gladfelter et al., 1978; Lirman et al., 2014). La restauración de corales, que consiste en trasplantar corales acropóridos criados en viveros a arrecifes degradados para reconstruir la estructura y función de los arrecifes, es un enfoque cada vez más popular para hacer frente a la disminución local de la abundancia de corales. Inspirados en las exitosas estrategias de restauración utilizadas para restaurar otros hábitats, los enfoques contemporáneos de restauración de corales consisten principalmente en trasplantar corales criados en viveros a arrecifes degradados. La propagación y replantación de corales cultivados en viveros se ha vuelto tan popular que los esfuerzos de restauración de corales son cada vez más capaces de aumentar las poblaciones de coral a escalas ecológicamente significativas. Varias organizaciones gubernamentales y no gubernamentales enfocadas en la conservación (ONG) han logrado avances importantes en esta industria en el sureste de Florida y el Caribe, encabezadas por los esfuerzos iniciales de la Coral Restoration Foundation, el Laboratorio Marino MOTE y SECORE International.

Muchas de las técnicas iniciales todavía se utilizan, en las que fragmentos de oportunidad o fragmentos de corales adultos silvestres se cultivan en viveros marinos o terrestres y se fragmentan periódicamente para crear "nuevos" individuos que habiten el vivero. Los primeros estudios se centraron en proporcionar condiciones óptimas de cría en estos ambientes de vivero, ya sea in situ o ex situ, para maximizar su crecimiento medido a través de la Extensión Linear Total (ELT); Johnson et al., 2011; Maneval et al. 2021). Estos esfuerzos crecieron en popularidad y, por lo tanto, en magnitud, convirtiéndose en un gran foco de atención de las organizaciones conservacionistas. Solo en el sureste de Florida, miles de fragmentos de *A. cervicornis* se han cultivado en viveros y posteriormente se han plantado en el arrecife, con una organización plantando más de 15,000 fragmentos de esta especie durante un período de 5 años. Sin embargo, el monitoreo a largo plazo de los fragmentos trasplantados muestra resultados muy variables, incluso dentro de una región de arrecifes, lo que sugiere que puede ser importante considerar variables genéticas y ambientales a gran escala al planificar el trabajo de restauración (van Woesik et al., 2020).

A medida que se recopila nueva información sobre las condiciones óptimas de crecimiento y las tasas máximas de éxito, los esfuerzos de restauración y trasplante de *Acropora* continúan evolucionando. Por ejemplo, varios grupos incorporan ahora aspectos de la reproducción sexual centrados en la fecundación cruzada de gametos de progenitores con características deseadas como la resistencia a las enfermedades o la alta tolerancia térmica (Koch et al., 2022a,b), lo que tiene la capacidad de mejorar la restauración a escala industrial (Banazsack et al., 2023). Estos nuevos avances se han utilizado como parte del desarrollo de estrategias de manejo basada en la resiliencia de los corales, cuyo objetivo es proteger la diversidad genética y mantener las vías para la transferencia de genes a través de la reproducción sexual (McLeod et al., 2019). Sin embargo, la evolución asistida a través de la fertilización cruzada seleccionada se basa en la información sobre la susceptibilidad al estrés de las colonias adultas (o más bien la resistencia al estrés) y la capacidad reproductiva (Koch et al., 2022a,b). En Florida, un trabajo reciente de Cuning et al. (2021) examinó el rango de tolerancia térmica de varios corales en sitios de restauración a lo largo del tracto arrecifal de Florida midiendo la eficiencia fotosintética de los corales criados en vivero en respuesta a un rango de temperaturas. Curiosamente, encontraron que, si bien existían diferencias en la tolerancia térmica de los corales entre los sitios de criadero, no estaban relacionadas con la temperatura máxima media mensual histórica. Además, una mayor proporción de la variabilidad de la tolerancia térmica se produjo dentro de los viveros, en lugar de entre ellos, lo que sugiere que la variabilidad genética entre los individuos probablemente afectó la tolerancia térmica con más fuerza que las condiciones ambientales pasadas. Los consorcios simbiotes también pueden afectar a las tolerancias térmicas y, por lo tanto, también se ha realizado un gran esfuerzo en la identificación de especies de Symbiodinaceae para corales de criadero, así como en estudios de inoculación utilizando especies simbiotes térmicamente tolerantes (O'Donnel et al. 2019; Davies et al., 2023; Minjie et al., 2023). Si bien el aumento de la temperatura es una amenaza importante para el éxito de la restauración, también lo es la susceptibilidad a las enfermedades, ya que los brotes de la enfermedad de la banda blanca continúan afectando a *Acropora* spp. Por lo tanto, también es importante identificar colonias adultas que sean resistentes a las enfermedades que podrían utilizarse en experimentos de reproducción sexual posteriores (por ejemplo, Koch et al. 2002).



Estos estudios, junto con investigaciones sobre posibles tradeoffs con otros rasgos deseables, han ayudado a informar las opciones de restauración de *A. cervicornis* en Florida. La combinación de varios factores ideales, como la tolerancia térmica y la resistencia a las enfermedades, produce individuos resilientes que, una vez trasplantados, se reproducirán y transmitirán los rasgos deseados a la siguiente generación (Humanes et al. 2021; Koch et al., 2022 a,b). El seguimiento del destino de estos individuos "resistentes" permite a los científicos proporcionar consejos basados en datos a los profesionales de la restauración que aumentarán la eficacia del éxito de la restauración y guiarán la evolución asistida y la selección de rasgos. Sin embargo, son pocos los estudios que hacen un seguimiento de los corales plantados durante más de 12 meses y, por lo tanto, sigue existiendo una importante brecha de conocimientos sobre el éxito de estos esfuerzos.



Figura 1.



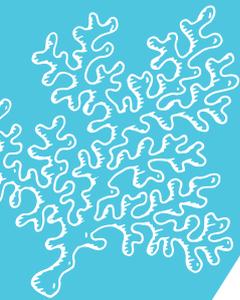


Figura 2a.

## VIVERO DE CORALES DEL CENTRAL CARIBBEAN MARINE INSTITUTE (CCMI)

Al iniciar un programa de restauración basado en la ciencia en las Islas Caimán en 2011, el CCMI ha sido y seguirá siendo un pionero en el campo de la restauración de arrecifes de coral. El futuro de los esfuerzos de restauración de corales depende de nuestro éxito, ya que el nuestro es uno de los pocos proyectos de restauración que incluye soluciones integradas en la investigación para comprender mejor cómo la restauración puede contribuir a la población de corales silvestres y cómo podemos descubrir los secretos de la resiliencia de los corales para el futuro. Las investigaciones empíricas de restauración actuales, junto con los datos disponibles de los ecosistemas a largo plazo en el CCMI, proporcionan la base para ampliar el conocimiento de la resiliencia de los arrecifes. Nuestro trabajo anterior encontró que la supervivencia y el crecimiento eran más altos en nuestro vivero más profundo (15 m) en comparación con nuestro vivero poco profundo (5 m) (Maneval et al. 2021). Además, darle seguimiento a los brotes y la recuperación de la enfermedad de la banda blanca en nuestro vivero mostró los beneficios de mantener ensamblajes genéticamente diversos dentro de los marcos individuales del vivero (Brown et al. 2022). En cuanto a la trasplatación, hemos encontrado que al plantar corales en domos tridimensionales en lugar de directamente en el arrecife se incrementa en 10 veces la supervivencia (informe anual CCMI 2020). Además, encontramos una supervivencia significativamente mayor y menos enfermedades cuando se trasplanta a 20 m en comparación con los 5 m de profundidad (informe anual CCMI 2021). Para cuantificar mejor el potencial del éxito de trasplatación de los individuos, el CCMI llevó a cabo recientemente un experimento de estrés térmico junto con el posterior trasplante y seguimiento del destino de fragmentos de *A. cervicornis* en la isla de Little Cayman. Aquí presentamos este trabajo junto con recomendaciones para mejorar el éxito a largo plazo de la restauración basadas en nuestros resultados.

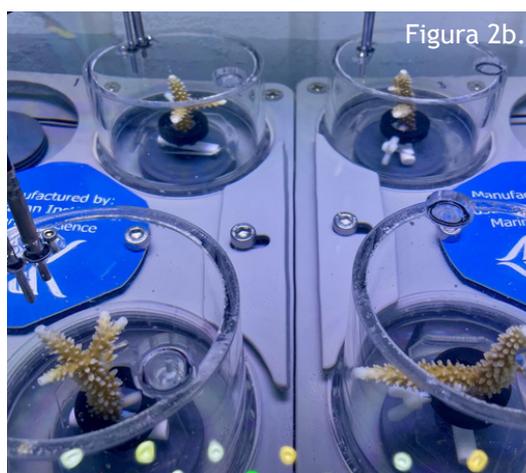


Figura 2b.

# MÉTODOS DEL PROYECTO

Los fragmentos se recolectaron del vivero en función de su genet categórico previamente identificado (Drury et al. 2017), se submuestrearon para el análisis molecular posterior y luego se llevaron a un vivero terrestre y un laboratorio húmedo para el análisis de tolerancia térmica.

La tolerancia térmica se evaluó utilizando curvas de rendimiento térmico (CRT) en las que la fotosíntesis y la respiración se utilizan como indicadores del rendimiento de los corales. La producción y el consumo de oxígeno se midieron utilizando un sistema de cámara cerrada con sondas de oxígeno y temperatura en tiempo real, como en Silbiger et al. (2019) y Gould et al. (2021). Para crear las CRT, un solo fragmento de un individuo de un genet individual de *A. cervicornis* se expuso a ocho temperaturas que oscilaban entre 28 °C y 37 °C (28, 30, 32, 33, 34, 35, 36, 37°C), en un escenario de aumento de temperatura.

Se probaron un total de 8 genotipos conocidos del vivero, con 3 individuos replicados que representan cada genotipo. La temperatura en las cámaras se controló ( $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ ) mediante un sistema de termostato (Apex Aquacontroller, Neptune Systems) utilizando un enfriador (AquaEuroUSA Max Chill-1/13 HP Chiller) y calentadores (AccuTherm Heater 300W). La concentración de oxígeno se midió en cada cámara cada segundo durante 15 minutos en condiciones de luz saturada, después de lo cual se cubrió el sistema y las mediciones continuaron durante otros 30 minutos en oscuridad absoluta. Los niveles de luz se basaron en la curva fotosíntesis- irradiancia (P/I por sus siglas en inglés) inicial para determinar la radiación activa en fotosíntesis (RAF) que indujo la tasa fotosintética óptima a temperatura ambiente. Los valores absolutos de la fotosíntesis neta más la respiración oscura produjeron la fotosíntesis bruta (GP por sus siglas en inglés). Dos cámaras de control en blanco (FSW y barra de agitación magnética solamente) contabilizaron la producción y el consumo de oxígeno de los microorganismos dentro del agua de mar. Esta actividad metabólica de fondo se restó de cada cámara experimental correspondiente. Las tasas de flujo de oxígeno se corrigieron adicionalmente para el volumen de la cámara y el área superficial del fragmento utilizando el método de inmersión en cera de parafina (Stimson y Kinzie 1991; Holmes et al., 2008). A continuación, se utilizaron modelos jerárquicos bayesianos con simulaciones de Markov Chain Monte Carlo (MCMC) para estimar las métricas de tolerancia térmica de los corales para GP (Silbiger et al. 2019; Gould et al. 2021). Los parámetros de rendimiento térmico en los genotipos seleccionados se extrajeron con el paquete RTPC y NLS multi-start utilizando un modelo de Sharpe-Schoolfield y arranque e incluyeron: temperatura crítica máxima (TCmax), energía de activación (e), energía de desactivación (ed), margen de seguridad térmica y temperatura óptima (Topt).

Posteriormente, se trasplantaron réplicas de ramets de genet en un escenario de jardín común sobre una serie de estructuras de domo ( $n = 3$ ) que sirvieron para crear una estructura tridimensional, así como para levantar las plantas del sedimento para reducir las posibilidades de transmisión de enfermedades. Un total de 3 réplicas de cada uno de los 8 genotipos fueron trasplantadas en cada estructura para un total de 9 réplicas por genotipo. Posteriormente, se evaluó el estado de salud de las plantas externas (sanas, pálidas, blanqueadas, enfermas, depredadas, muertas, desaparecidas) después de 11 y 16 meses (abril de 2023 y septiembre de 2023, respectivamente). Además, en cada punto de tiempo también se midió la Extensión Lineal Total (ELT) para estimar las tasas de crecimiento.

# RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, nuestros resultados de rendimiento térmico para la tolerancia a la temperatura fueron similares entre los genotipos, sin embargo, destacaron algunos parámetros clave de rendimiento. Por ejemplo, el genotipo OB tuvo la energía de desactivación más baja y la pendiente más gradual después de los óptimos térmicos, así como el margen de seguridad térmica más alto, lo que sugiere que este genotipo puede tener la respuesta de blanqueamiento menos severa. Por el contrario, el genotipo G tuvo la energía de desactivación más alta y la pendiente más pronunciada, lo que indica que se esperaría una respuesta de blanqueamiento severa (Figura 3). Sin embargo, no se puede identificar un claro "ganador" o "perdedor" y, por lo tanto, estos datos por sí solos sugieren que el mejor método para los profesionales de la restauración probablemente sea un enfoque de diversificación de las apuestas, el cual mantenga la máxima diversidad genética.

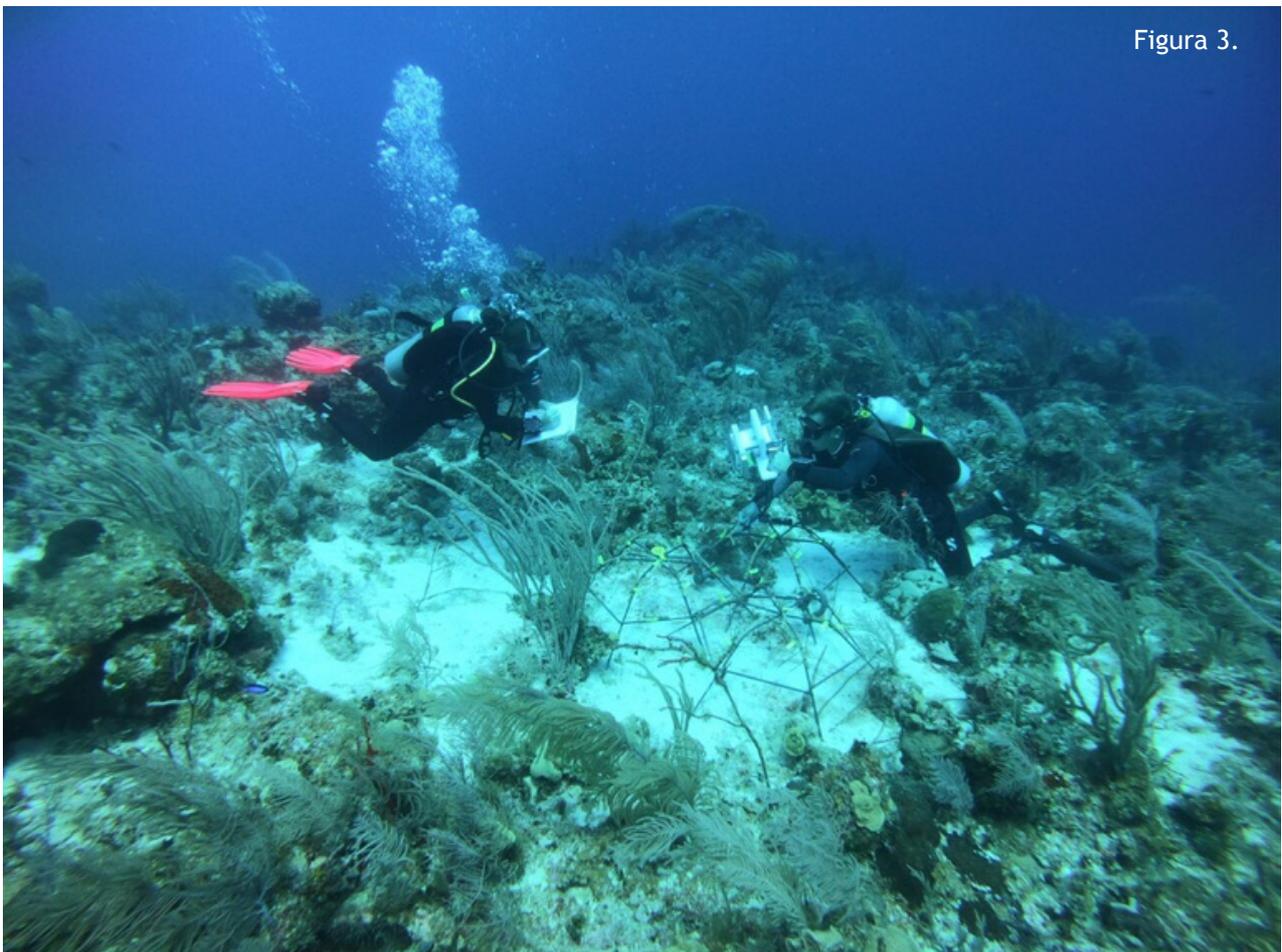


Figura 3.

Con el tiempo, encontramos pérdidas continuas de nuestros corales trasplantados, independientemente del genotipo, con una probabilidad de supervivencia que cae por debajo del 50% después del período de 11 meses (Figura 4). El verano de 2023 fue el más cálido registrado, con la isla de Little Cayman experimentando un récord semanal de calentamiento de 19,5 grados (NOAA). Esto brindó la oportunidad de monitorear la respuesta de los trasplantes del jardín común a un evento de blanqueamiento natural y compararlo con las evaluaciones de laboratorio sobre la tolerancia al blanqueamiento. Al final del evento de blanqueamiento, la mayoría de los corales estaban severamente blanqueados o muertos, y solo el genotipo (KW) tenía colonias sanas restantes (Figura 5).



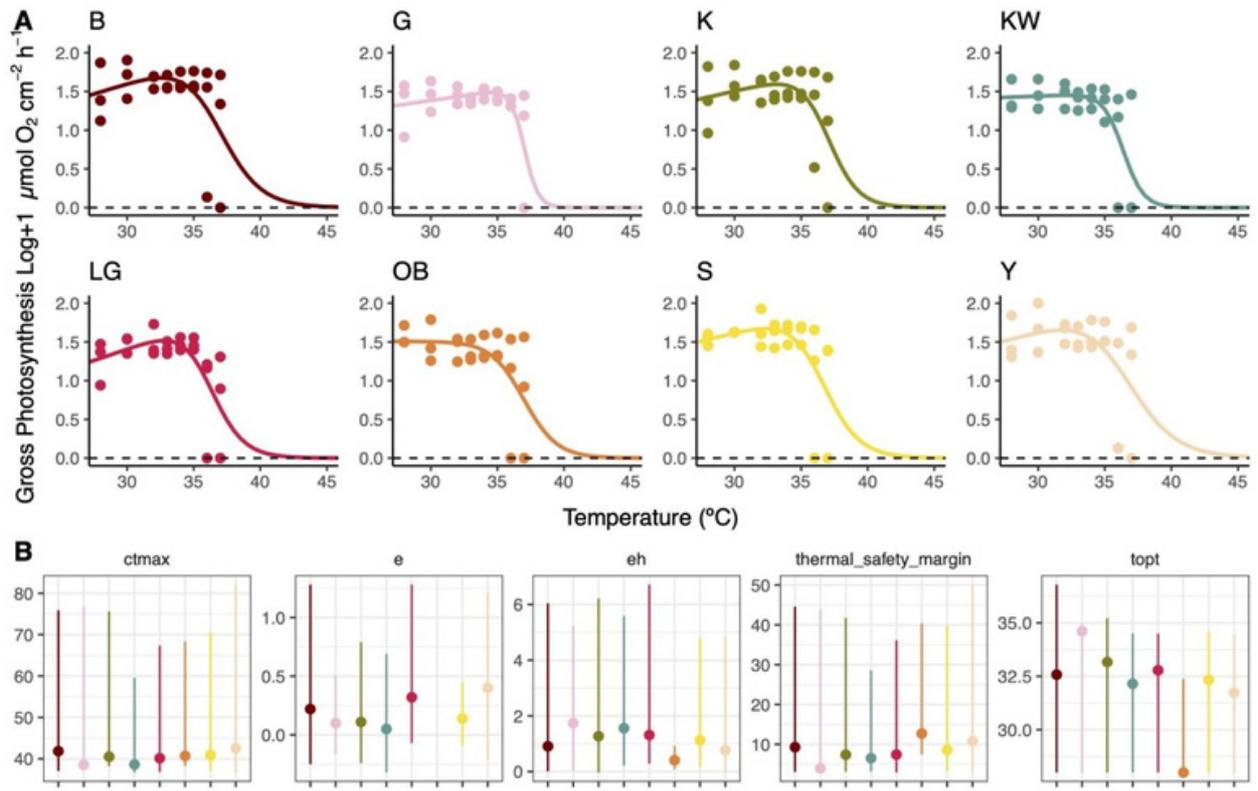


Figura 4.

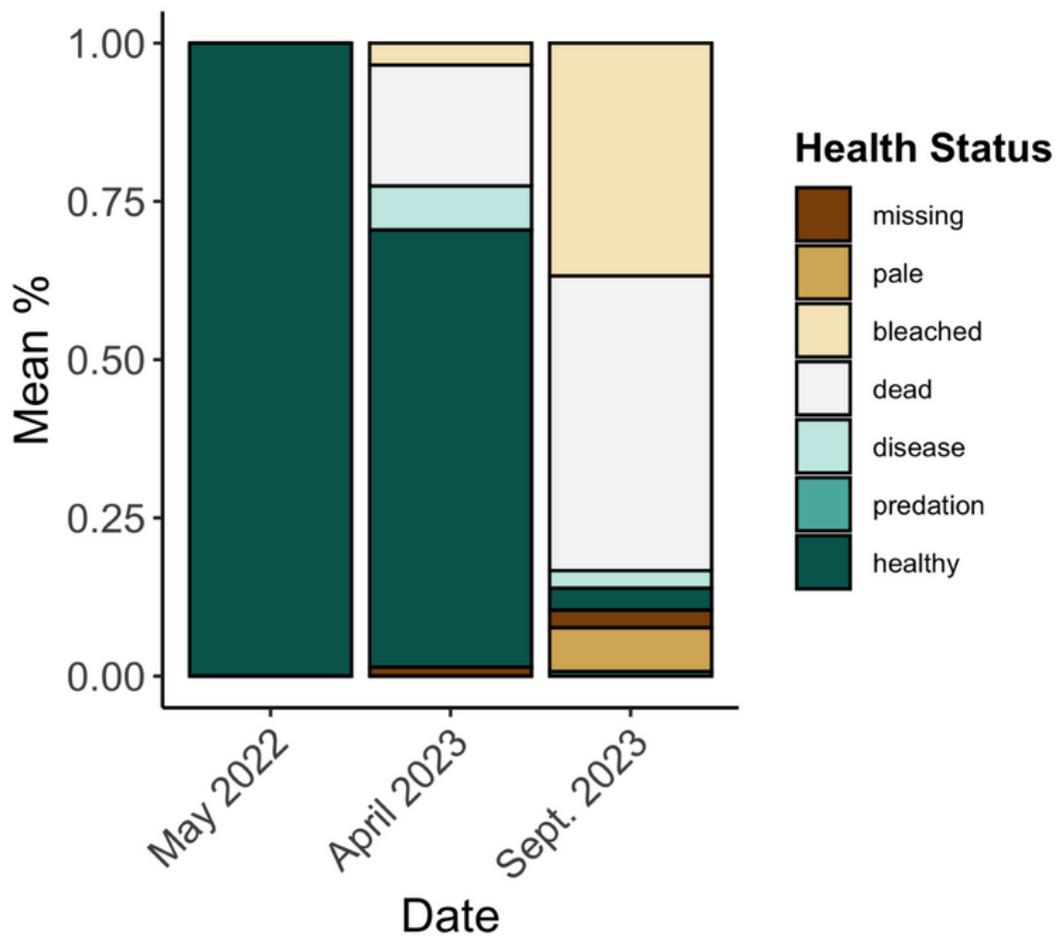


Figura 5a.



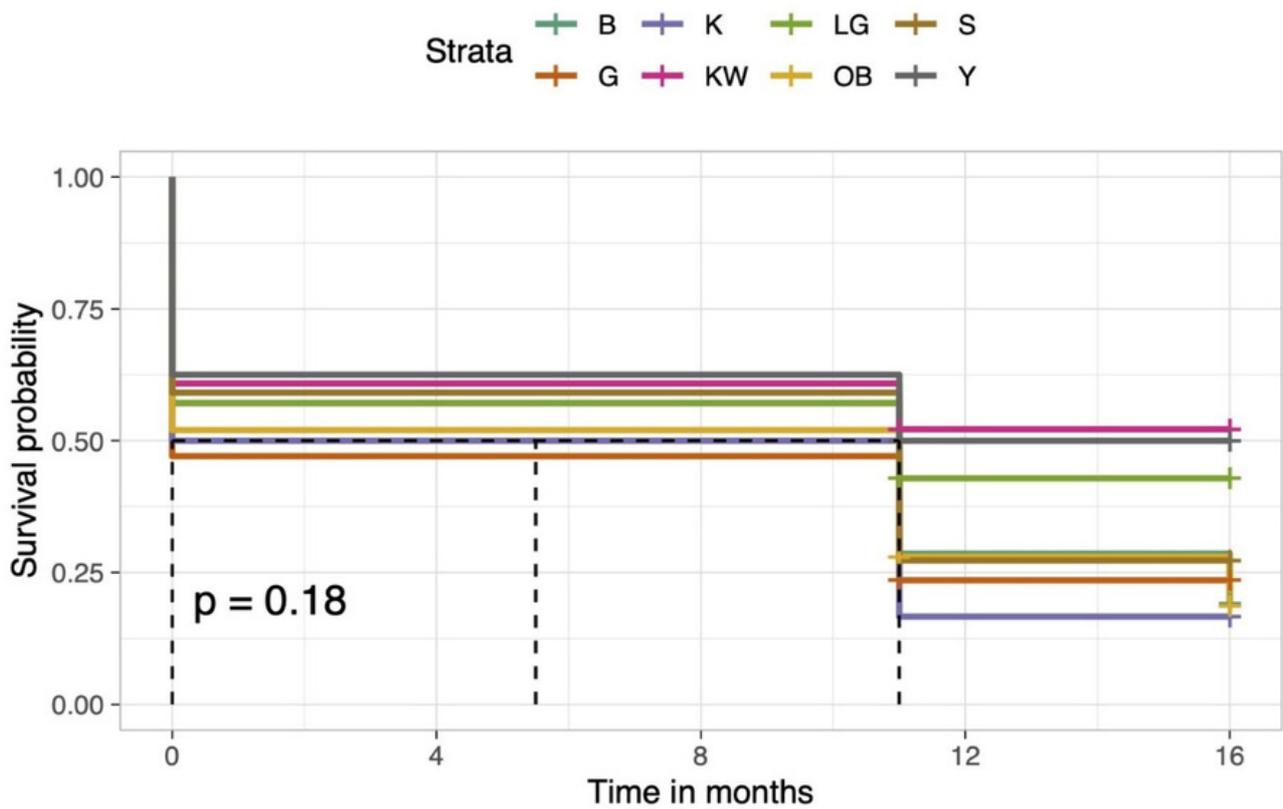
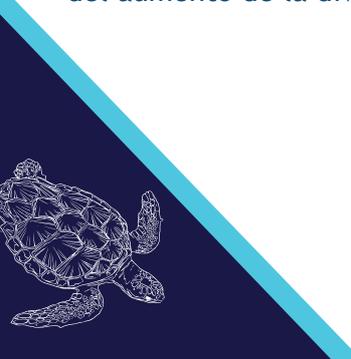


Figura 5b.

Nuestros datos de seguimiento del destino no mostraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento o la frecuencia de blanqueamiento según el genotipo, sin embargo, con el tiempo, ciertos genotipos parecieron comportarse mejor que otros. Por ejemplo, los genotipos KW y LG tuvieron las tasas de crecimiento más bajas en comparación con todos los demás genotipos, mientras que OB, K y KW mostraron el porcentaje más bajo de respuesta de blanqueamiento (Figura 6). Si bien no se encontraron correlaciones significativas, nuestros datos de rendimiento térmico sugirieron que el genotipo OB mostraría una respuesta de blanqueamiento menos severa, lo que corresponde con nuestros resultados de seguimiento del destino. Por lo tanto, con una mayor replicación, las curvas de rendimiento térmico pueden ser una herramienta valiosa para examinar la resiliencia térmica realizada. Además del blanqueamiento y el crecimiento, se registró el estado de la enfermedad en todos los trasplantes a través de los puntos de muestreo. Los resultados de estos datos sugieren que los genotipos más tolerantes térmicamente tienden a tener tasas de crecimiento más bajas y una mayor susceptibilidad a las enfermedades, lo que sugiere un equilibrio entre el crecimiento, la resistencia a las enfermedades y la tolerancia al blanqueamiento. Los hallazgos de tradeoffs biológicos entre rasgos deseables en corales restaurados no son exclusivos de este estudio (Cornwell et al., 2021; Ladd et al., 2017; Quigley et al., 2021), aunque no es universal entre los rasgos deseables (Koch et al., 2022a,b). Sin embargo, los posibles trade-off entre los rasgos deseables proporcionan más evidencia del valor del aumento de la diversidad genética en los corales de criadero.



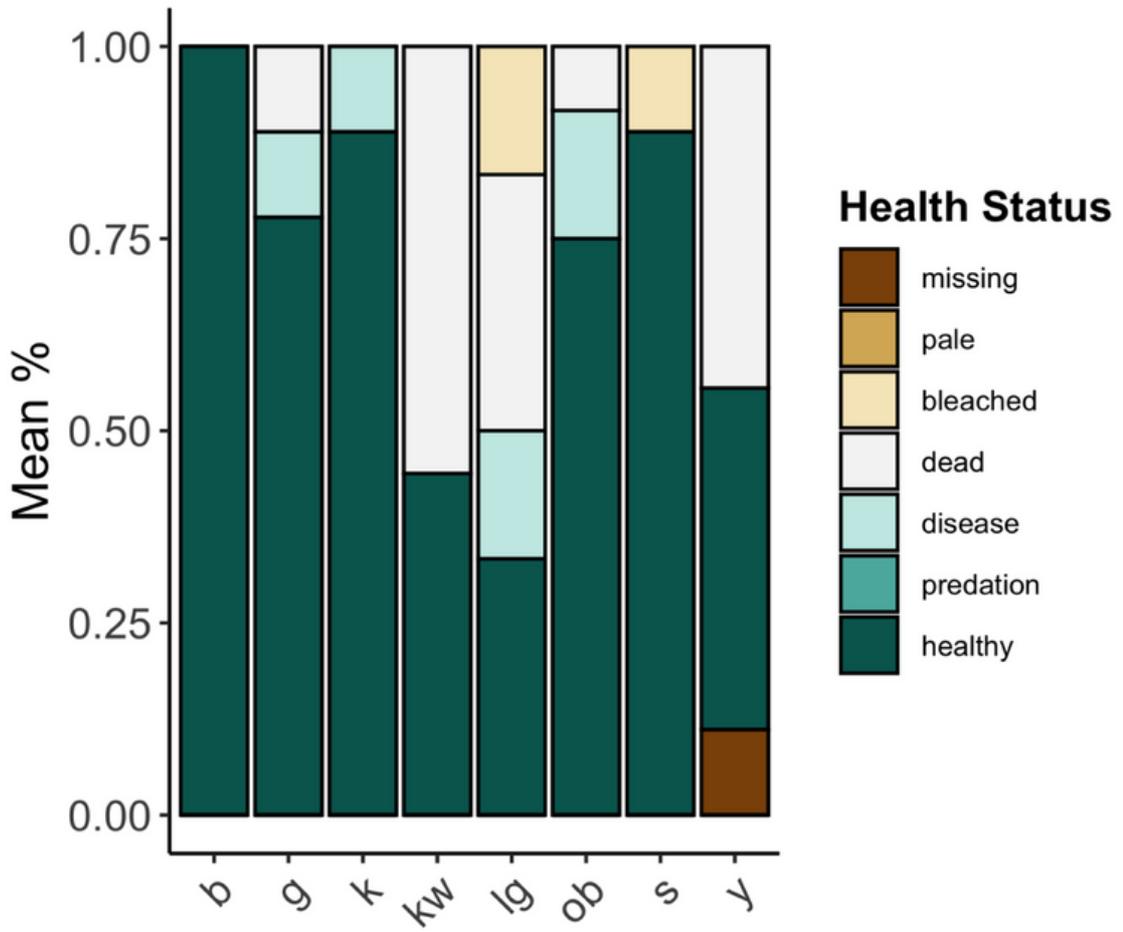


Figura 6a.

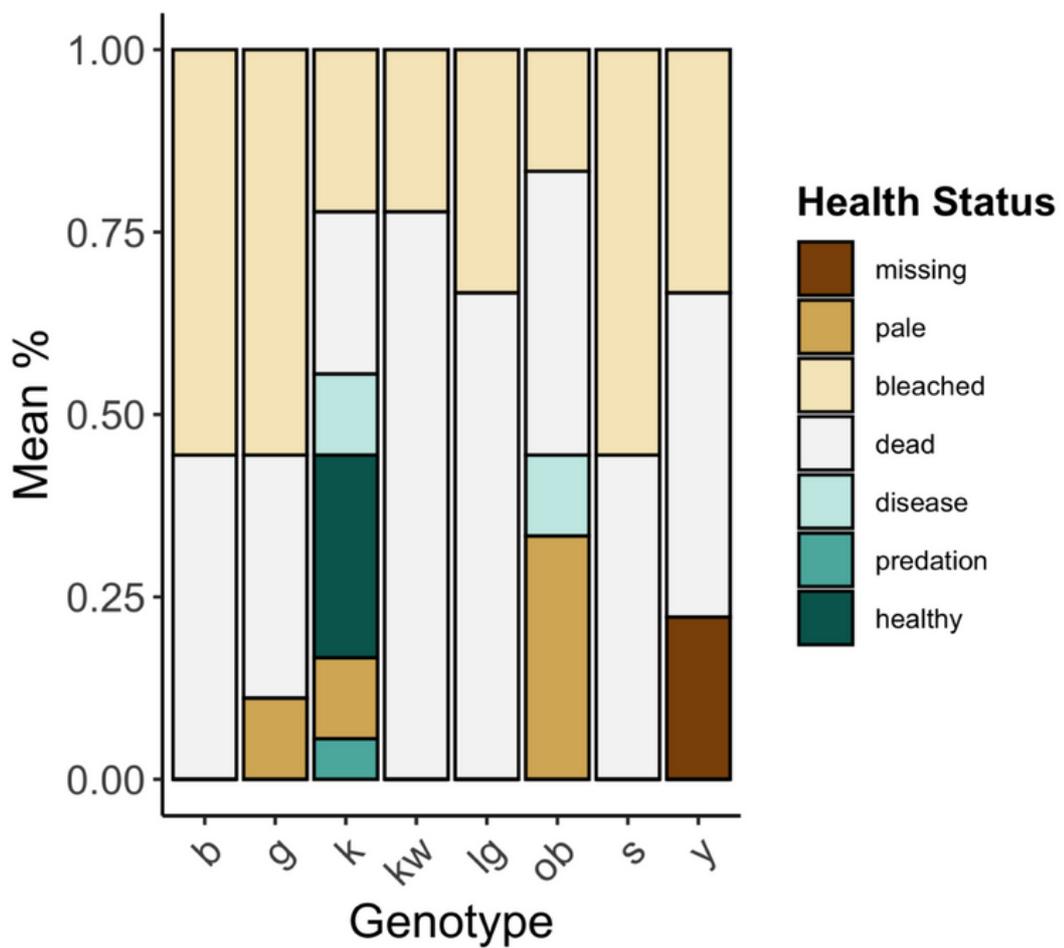


Figura 6b.

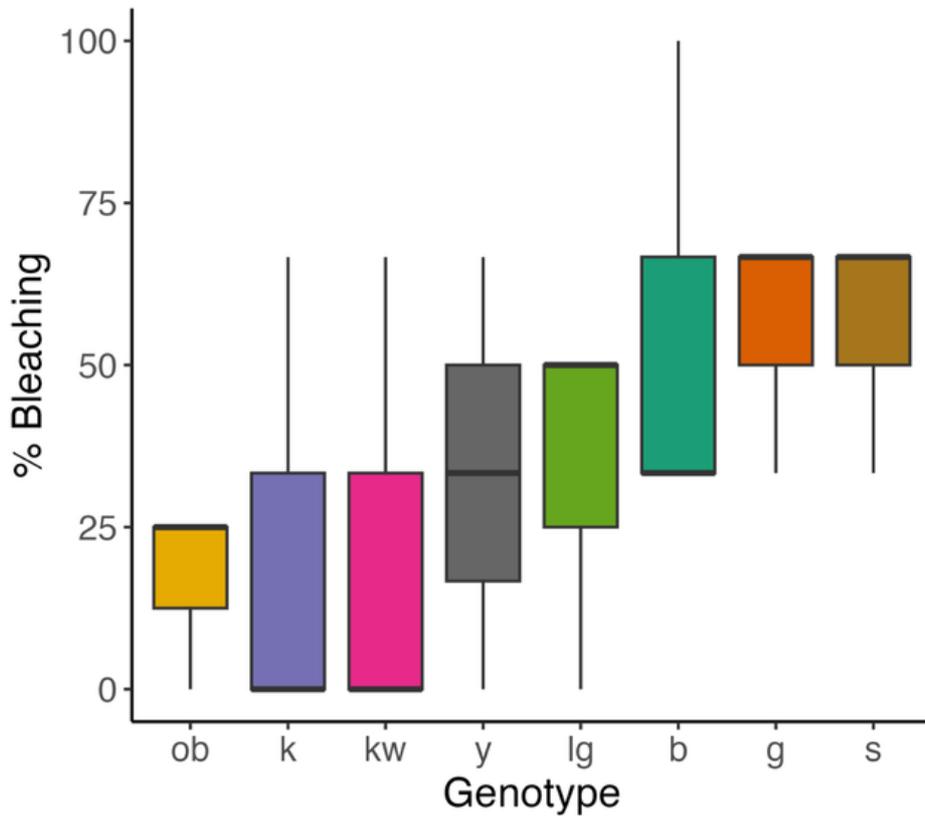


Figura 7a.

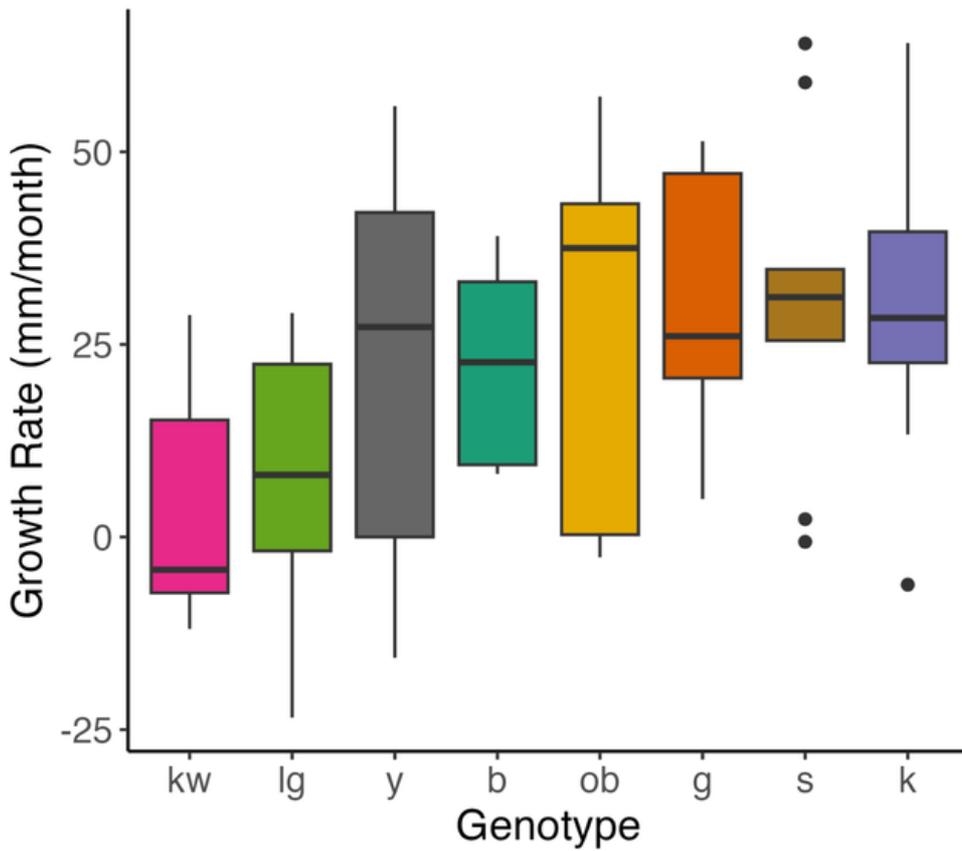


Figura 7b.





# RECOMENDACIONES

Los datos de este estudio muestran que es poco probable que haya un individuo o genet de *A. cervicornis* que sea resistente a una amplia gama de factores estresantes que pudiera ser considerado un supercoral. Si bien algunas colonias tenían una mayor tolerancia al estrés térmico agudo, estas no eran necesariamente los genets que tenían más probabilidades de crecer más rápido, resistir las enfermedades de manera más efectiva o tolerar el estrés térmico a largo plazo que supere los 19 grados semanales de calentamiento. Este tipo de tradeoffs en la tolerancia al estrés de los corales están bien documentados en todo el campo y sugieren que mantener la máxima diversidad biológica en los entornos de cría puede ser la mejor y única forma de avanzar en la restauración de los arrecifes. Podría ser importante capturar esta diversidad genética en esfuerzos de trasplante tanto sexual como asexual. Ya sea que las instalaciones tengan como objetivo utilizar los trasplantes de corales adultos reproducidos asexualmente o larvas reproducidas sexualmente, será vital mantener la máxima diversidad biológica y genética en lugar de seleccionar individuos resistentes o resilientes. Esta práctica de manejo evitará cuellos de botella genéticos impuestos artificialmente a favor de la "caja de herramientas" genética más grande que puede tener una población de coral, dando a los trasplantes la mayor probabilidad de éxito a nivel de población.

El blanqueamiento a gran escala del 2023, que afectó a los arrecifes del Caribe y Florida, también brinda a los profesionales de los arrecifes la oportunidad de reevaluar los protocolos de restauración a medida que avanzamos, ya que muchos sitios tienen que reiniciar los viveros prácticamente desde cero. Recomendamos que, en este momento, los viveros se llenen con la más amplia diversidad genética posible de colonias adultas para futuros esfuerzos. Esta temporada nos ha enseñado que los tradeoffs biológicos pueden que no solo sean una ruina para la cría selectiva, sino que podrían utilizarse como el mayor activo en el futuro de las prácticas de restauración de corales.

Teniendo en cuenta la disminución general de los corales en el Caribe más allá de *Acropora* spp., se ha vuelto más importante que nunca diversificar no solo el banco genético de cada especie, sino también las especies mismas, incorporando corales de diversas formas de crecimiento. Si bien los acropóridos son históricamente valiosos en el Caribe, incluso con la amplia variedad de genotipos restantes, es posible que el género no posea la capacidad para hacer frente a eventos de calor extremo, que es muy probable que continúen a un ritmo cada vez mayor en frecuencia y gravedad. Para restaurar los arrecifes a su complejidad biológica histórica, o incluso para mantener lo que queda, los profesionales de la restauración deben ampliar las especies incluidas a una variedad más amplia, incluidas las vulnerables a nuevas enfermedades. La incorporación de más corales hermatípicos de crecimiento lento y formación de estructuras también aumentará nuestra capacidad para mantener la rugosidad de los arrecifes, las tasas de acreción y la diversidad biológica de una forma perdurable. Además, la incorporación de especies de malezas en estas prácticas puede proporcionar una supervivencia más prolongada de los trasplantes, lo que permite que los arrecifes persistan incluso en condiciones ambientales difíciles.

En última instancia, ha quedado sumamente claro que para restaurar los arrecifes del Caribe o incluso para mantenerlos mediante la trasplatación suplementaria de corales, debemos considerar las tecnologías modernas como una parte necesaria de la caja de herramientas. Utilizar tecnologías de secuenciación molecular, las cuales se están volviendo cada vez más accesibles, puede ser vital para comprender el linaje genético y la conexión de las poblaciones de coral, protegiendo a cualquier especie de restauración contra cuellos de botella genéticos. Del mismo modo, nuestros resultados sugieren que las evaluaciones de rendimiento térmico pueden ser valiosas para determinar los individuos con las tolerancias a temperaturas más altas. La restauración a través de la reproducción sexual también permitirá prácticas más escalables, así

como el aumento de la diversidad genética a través del potencial de recombinación genética. La combinación de estas herramientas dará a los profesionales de los arrecifes la mayor oportunidad de lograr un cambio duradero e impactante. Un enfoque continuo en las poblaciones de simbiontes de coral y los factores de estrés ambiental relacionados podría sentar las bases para el uso de la inoculación de simbiontes o el manejo de poblaciones de corales y larvas de vivero. Por último, aumentar la riqueza de especies tanto de las prácticas de restauración sexual como asexual creará la oportunidad de un ecosistema de arrecifes completamente restaurado. Siguiendo con el consenso en todo el campo (Banaszak et al., 2023; Hughes et al., 2023; Johnson et al., 2011; Mcleod et al., 2019), son estas adaptaciones de la estrategia las que ayudarán a impulsar las prácticas significativas de restauración de los arrecifes de coral en el siglo XXI.

# OBRAS CITADAS



Alvarez-Filip, L.; Estrada-Saldivar, N.; Perez-Cervantes, E.; Molina-Hernandez, A.; Gonzales-Barrios, F. J. (2019). A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *Peer J.* e8069. Fragments were collected from the nursery based on their previously identified categorical genet (Drury et al. 2017), subsampled for downstream molecular analysis, and then brought to a land-based nursery and wet-lab for thermal tolerance analysis.

Aronson, R. B. & Precht, W. F. (2001). White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. In: Porter, J.W. (eds) *The Ecology and Etiology of Newly Emerging Marine Diseases*. Developments in Hydrobiology, vol 159. Springer, Dordrecht. Fragments were collected from the nursery based on their previously identified categorical genet (Drury et al. 2017), subsampled for downstream molecular analysis, and then brought to a land-based nursery and wet-lab for thermal tolerance analysis.

Banaszak, A. T.; Marhaver, K. L.; Miller, M. W.; Hartmann, A. C.; Albright, R.; Hagedorn, M.; Harrison, P. L.; Latijnhouwers, K. R. W.; Quiroz, S. M.; Pizarro, V.; Chamberland, V. F. (2023). Applying coral breeding to reef restoration: best practices, knowledge gaps, and priority actions in a rapidly-evolving field. *Restoration Ecology*. 31(7), e13913. <https://doi.org/10.1111/rec.13913>

Brown, A.L.; Anastasiou, D.E.; Schul, M.; MacVittie, S.; Spiers, L.J.; Meyer, J.L.; Manfrino, C.; Frazer, T.K. (2022) Mixtures of genotypes increase disease resistance in a coral nursery. *Scientific Reports*. 12, 19286. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23457-6>

Contreras-Silva, A. I.; Tilstra, A.; Migani, V.; Thiel, A.; Perez-Cervantes, E.; Estrada-Saldivar, N.; Elias-Ilosvay, X.; Mott, C.; Alvarez-Filip, L.; Wild, C. (2020) A meta-analysis to assess long-term spatiotemporal changes of benthic coral and macroalgae cover in the Mexican Caribbean. *Scientific Reports*. 10, 8897. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65801-8>

Cornwell, B.; Armstrong, K.; Walker, N. S.; Lippert, M.; Nestor, V.; Golbuu, Y.; Palumbi, S. R. (2021). Widespread variation in heat tolerance and symbiont load are associated with growth tradeoffs in the coral *Acropora hyacinthus* in Palau. *Ecology*. <https://doi.org/10.7554/eLife.64790>

Cramer, K. L.; Jackson, J. B. C.; Donovan, M. K.; Greenstein, B. J.; Koropanty, C. A.; Cook, G. M.; Pandolfi, J. M. (2020), Widespread loss of Caribbean acroporid corals was underway before coral bleaching and disease outbreaks. *Science Advances*. 6(17). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax9395>

Cunning, R.; Parker, K. E.; Johnson-Sapp, K.; Karp, R. F.; Wen, A. D.; Williamson, O. M.; Bartels, E.; D'Alessandro, M.; Gilliam, D. S.; Hanson, G.; Levy, J.; Lirman, D.; Maxwell, K.; Million, W. C.; Moulding, A. L.; Moura, A.; Muller, E. M.; Nedimyer, K.; Reckenbeil, B.; van Hooonk, R.; Dahlgren, C.; Kennel, C.; Parkinson, J. E.; Baker, A. C. (2021). Census of heat tolerance among Florida's staghorn corals finds resilient individuals throughout existing nursery populations. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*. 288(1961). <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1613>

Davies, S.W.; Gamache, M. H.; Howe-Kerr, L.I.; Kriefall, N. G.; Baker, A.C.; Banaszak, A.T.; Bay, L.K.; Bellantuono, A.J.; Bhattacharya, D.; Chan, C.X.; Claar, D.C.; Coffroth, M.A.; Cunning, R.; Davy, S.K.; del Campo, J.; Díaz-Almeyda, E.M.; Frommlet, J.C.; Fuess, L.E.; González-Pech, R.A.; Goulet, T.L.; Hoadley, K.D.; Howells, E.J.; Hume, B.C.C.; Kemp, D.W.; Kenkel, C.D.; Kitchen, S.A.; LaJeunesse, T.C.; Lin, S.; McIlroy, S.E.; McMinds, R.; Nitschke, M.R.; Oakley, C.A.; Peixoto, R.S.; Prada, C.; Putnam, H.M.; Quigley, K.; Reich, H.G.; Reimer, J.D.; Rodriguez-Lanetty, M.; Rosales, S.M.; Saad, O.S.; Sampayo, E.M.; Santos, S.R.; Shoguchi, E.; Smith, E.G.; Stat, M.; Stephens, T.G.; Strader, M.E.; Suggett, D.J.; Swain, T.D.; Tran, C.; Traylor-Knowles, N.; Voolstra, C.R.; Warner, M.E.; Weis, V.M.; Wright, R.M.; Xiang, T.; Yamashita, H.; Ziegler, M.; Correa, A.M.S.; Parkinson, J.E. (2023). Building consensus around the assessment and interpretation of Symbiodiniaceae diversity. *PeerJ*. 11, e15023.

DeGeorges, A.; Gorceau, T. J.; Reilly, B. (2010). Land-sourced pollution with an emphasis on domestic sewage: lessons from the Caribbean and implications for coastal development on Indian Ocean and Pacific coral reefs. *Sustainability*,2(9), 2919-2949.

Drury, C.; Schopmeyer, S.; Goergen, E.; Bartel, E.; Nedimyer, K.; Johns, M.; Maxwell, K.; Galvan, V.; Manfrino, C.; Lirman, D. (2017) Genomic patterns in *Acropora cervicornis* show extensive population structure and variable genetic diversity. *Ecology and Evolution*. 7, 6188-6200. DOI: 10.1002/ece3.3184

Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>

Estrada-Saldivar, N.; Molina-Hernandez, A.; Perez-Cervantes, E.; Medellin-Maldonado, F.; Gonzales-Barrios, F. J.; Alvarez-Filip, L. (2020). Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. *Coral Reefs*. 39, 861-866. Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; BC Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>



Gladfelter, E.H.; Monahan, R. K.; Gladfelter, W.B. (1978). Growth rates of five reef-building corals in the Northeast Caribbean. *Bulletin of Marine Science*.28(4), 728-734.

Gonzales-Barrios, F. J; Cabral-Tena, R. A.; Alvarez-Filip, L. (2020). Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology*. 27(3), 640-652. avies, S.W.; Gamache, M. H.; Howe-Kerr, L.I.; Kriefall, N. G.; Baker, A.C.; Banaszak, A.T.; Bay, L.K.; Bellantuono, A.J.; Bhattacharya, D.; Chan, C.X.; Claar, D.C.; Coffroth, M.A.; Cunning, R.; Davy, S.K.; del Campo, J.; Díaz-Almeyda, E.M.; Frommlet, J.C.; Fuess, L.E.; González-Pech, R.A.; Goulet, T.L.; Hoadley, K.D.; Howells, E.J.; Hume, B.C.C.; Kemp, D.W.; Kenkel, C.D.; Kitchen, S.A.; LaJeunesse, T.C.; Lin, S.; McIlroy, S.E.; McMinds, R.; Nitschke, M.R.; Oakley, C.A.; Peixoto, R.S.; Prada, C.; Putnam, H.M.; Quigley, K.; Reich, H.G.; Reimer, J.D.; Rodriguez-Lanetty, M.; Rosales, S.M.; Saad, O.S.; Sampayo, E.M.; Santos, S.R.; Shoguchi, E.; Smith, E.G.; Stat, M.; Stephens, T.G.; Strader, M.E.; Suggett, D.J.; Swain, T.D.; Tran, C.; Traylor-Knowles, N.; Voolstra, C.R.; Warner, M.E.; Weis, V.M.; Wright, R.M.; Xiang, T.; Yamashita, H.; Ziegler, M.; Correa, A.M.S.; Parkinson, J.E. (2023). Building consensus around the assessment and interpretation of Symbiodiniaceae diversity. *PeerJ*. 11, e15023.

DeGeorges, A.; Gorceau, T. J.; Reilly, B. (2010). Land-sourced pollution with an emphasis on domestic sewage: lessons from the Caribbean and implications for coastal development on Indian Ocean and Pacific coral reefs. *Sustainability*,2(9), 2919-2949.

Drury, C.; Schopmeyer, S.; Goergen, E.; Bartel, E.; Nedimyer, K.; Johns, M.; Maxwell, K.; Galvan, V.; Manfrino, C.; Lirman, D. (2017) Genomic patterns in *Acropora cervicornis* show extensive population structure and variable genetic diversity. *Ecology and Evolution*. 7, 6188-6200. DOI: 10.1002/ece3.3184

Gorbunov, M. Y.; Shirsin, E.; Nikonova, E.; Fadeev, V. V.; Falkowski, P. G. (2020). A multi-spectral fluorescence induction and relaxation (FIRe) technique for physiological and taxonomic analysis of phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series*. 644, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps13358>

Hayes, N. K.; Walton, C. J.; Gilliam, D. S. (2022). Tissue loss disease outbreak significantly alters the Southeast Florida stony coral assemblage. *Frontiers in Marine Science*. 9. avies, S.W.; Gamache, M. H.; Howe-Kerr, L.I.; Kriefall, N. G.; Baker, A.C.; Banaszak, A.T.; Bay, L.K.; Bellantuono, A.J.; Bhattacharya, D.; Chan, C.X.; Claar, D.C.; Coffroth, M.A.; Cunning, R.; Davy, S.K.; del Campo, J.; Díaz-Almeyda, E.M.; Frommlet, J.C.; Fuess, L.E.; González-Pech, R.A.; Goulet, T.L.; Hoadley, K.D.; Howells, E.J.; Hume, B.C.C.; Kemp, D.W.; Kenkel, C.D.; Kitchen, S.A.; LaJeunesse, T.C.; Lin, S.; McIlroy, S.E.; McMinds, R.; Nitschke, M.R.; Oakley, C.A.; Peixoto, R.S.; Prada, C.; Putnam, H.M.; Quigley, K.; Reich, H.G.; Reimer, J.D.; Rodriguez-Lanetty, M.; Rosales, S.M.; Saad, O.S.; Sampayo, E.M.; Santos, S.R.; Shoguchi, E.; Smith, E.G.; Stat, M.; Stephens, T.G.; Strader, M.E.; Suggett, D.J.; Swain, T.D.; Tran, C.; Traylor-Knowles, N.; Voolstra, C.R.; Warner, M.E.; Weis, V.M.; Wright, R.M.; Xiang, T.; Yamashita, H.; Ziegler, M.; Correa, A.M.S.; Parkinson, J.E. (2023). Building consensus around the assessment and interpretation of Symbiodiniaceae diversity. *PeerJ*. 11, e15023.

DeGeorges, A.; Gorceau, T. J.; Reilly, B. (2010). Land-sourced pollution with an emphasis on domestic sewage: lessons from the Caribbean and implications for coastal development on Indian Ocean and Pacific coral reefs. *Sustainability*,2(9), 2919-2949.

Drury, C.; Schopmeyer, S.; Goergen, E.; Bartel, E.; Nedimyer, K.; Johns, M.; Maxwell, K.; Galvan, V.; Manfrino, C.; Lirman, D. (2017) Genomic patterns in *Acropora cervicornis* show extensive population structure and variable genetic diversity. *Ecology and Evolution*. 7, 6188-6200. DOI: 10.1002/ece3.3184



Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>

Estrada-Saldivar, N.; Molina-Hernandez, A.; Perez-Cervantes, E.; Medellin-Maldonado, F.; Gonzales-Barrios, F. J.; Alvarez-Filip, L. (2020). Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. *Coral Reefs*. 39, 861-866.

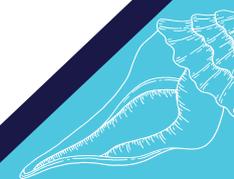
Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>

Gardner, T. A.; Cote, I. M.; Gill, J. A.; Grant, A.; Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*. 301(5635), 958-960. DOI: 10.1126/science.1086050

Ghiasian, M.; Carrick, J.; Rhode-Barbarigo, L.; Haus, B.; Baker, A. C.; Lirman, D. (2020). Dissipation of wave energy by a hybrid artificial reef in a wave simulator: implications for coastal resilience and shoreline protection. *Limnology and oceanography*. 19(1), 1-7. DOI: 10.1126/science.1086050

Gladfelter, E.H.; Monahan, R. K.; Gladfelter, W.B. (1978). Growth rates of five reef-building corals in the Northeast Caribbean. *Bulletin of Marine Science*.28(4), 728-734.

Gonzales-Barrios, F. J.; Cabral-Tena, R. A.; Alvarez-Filip, L. (2020). Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology*. 27(3), 640-652.



Gorbunov, M. Y.; Shirsin, E.; Nikonova, E.; Fadeev, V. V.; Falkowski, P. G. (2020). A multi-spectral fluorescence induction and relaxation (FIRe) technique for physiological and taxonomic analysis of phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series*. 644, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps13358>

Hayes, N. K.; Walton, C. J.; Gilliam, D. S. (2022). Tissue loss disease outbreak significantly alters the Southeast Florida stony coral assemblage. *Frontiers in Marine Science*. 9. Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>

Hughes, T. P.; Baird, A. H.; Morrison, T. H.; Torda, G. (2023). Principles for coral reef restoration in the Anthropocene. *One Earth*. Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, G.; DiResta, D.; Gil-Agudelo, D. L.; Gilliam, D. S.; Ginsburg, R. N.; Gore, S.; Guzman, H. M.; Hendee, J. C.; Hernandez-Delgado, E. A.; Husain, E.; Jeffrey, C. F. G.; Jones, R. J.; Jordan-Dahlgren, E.; Kaugman, L. S.; Kline, D. I.; Kramer, P. A.; Lang, J. C.; Lirman, D.; Mallela, J.; Manfrino, C.; Marechal, J. P.; Marks, K.; Mihaly, J.; Miller, W. J.; Mueller, E. M.; Muller, E. M.; Toro, C. A. O.; Pxenford, H. A.; Ponce-Taylor, D.; Quinn, N.; Ritchie, K. B.; Rodriguez, S.; Ramirez, A. R.; Romano, S.; Samhuri, J. F.; Sanchez, J. A.; Schmahl, G. P.; Shank, B. V.; Skirving, W. J.; Steiner, S. C. C.; Villamizar, E.; Walsh, W. M.; Walter, C.; Weil, E.; Williams, 8 / 9 W. H.; Roberson, K. W.; Rusuf, Y. (2010). Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *Plos one*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013969>

Humanes, A.; Beauchamp, E. A.; Bythell, J. C.; Carl, M. K.; Craggs, J. R.; Edwards, A. J.; Golbuu, Y.; Lachs, L.; Martinez, H. M.; Palmowski, P.; Paysinger, F.; Randle, J. L.; van der Steeg, E.; Sweet, M.; Treumann, A.; Guest, J. R. (2021). An experimental framework for selectively breeding corals for assisted evolution, *Frontiers in Marine Science*. 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.669995>



Johnson, M. E.; Lustic, C.; Bartels, R.; Baums, I. B.; Gilliam, D. S.; Larson, L.; Lirman, D.; Miller, M. W.; Nedimyer, K.; Schopmeyer, S. (2011). Caribbean Acropora restoration guide: best practices for propagation and population enhancement. The Nature Conservancy.

Jones, N. P.; Ruzicka, R. P.; Colella, M. A.; Pratchett, M. S.; Gilliam, D. S. (2022). Frequent disturbances and chronic pressures constrain stony coral recovery on Florida's Coral Reef. *Coral Reefs*. 41, 1665-1679.

Gorbunov, M. Y.; Shirsin, E.; Nikonova, E.; Fadeev, V. V.; Falkowski, P. G. (2020). A multi-spectral fluorescence induction and relaxation (FIRe) technique for physiological and taxonomic analysis of phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series*. 644, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps13358>

Koch, H. R.; Matthews, B.; Leto, C.; Engelsma, C.; Bartels, E. (2022). Assisted sexual reproduction of *Acropora cervicornis* for active restoration of Florida's Coral Reef. *Frontiers in Marine Science*. 9.

Gorbunov, M. Y.; Shirsin, E.; Nikonova, E.; Fadeev, V. V.; Falkowski, P. G. (2020). A multi-spectral fluorescence induction and relaxation (FIRe) technique for physiological and taxonomic analysis of phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series*. 644, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps13358>

Koch H. R.; Azu, Y.; Bartels, E.; Muller, E. M. (2022). No apparent cost of disease resistance on reproductive output in *Acropora cervicornis* genets used for active coral reef restoration in Florida. *Frontiers in Marine Science*. 9.

Gorbunov, M. Y.; Shirsin, E.; Nikonova, E.; Fadeev, V. V.; Falkowski, P. G. (2020). A multi-spectral fluorescence induction and relaxation (FIRe) technique for physiological and taxonomic analysis of phytoplankton communities. *Marine Ecology Progress Series*. 644, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps13358>

Ladd, M. C.; Shantz, A. A.; Bartels, E.; Burkepile, D. E. (2017). Thermal stress reveals a genotype-specific tradeoff between growth and tissue loss in restored *Acropora cervicornis*. *Marine Ecology Progress Series*. 572, 129-139. <https://doi.org/10.3354/meps12169>

Lirman, D.; Schopmeyer, S.; Galvan, V.; Drury, C.; Baker, A. C.; Baums, I. B. (2014). Growth dynamics of the threatened Caribbean staghorn coral *Acropora cervicornis*: influence of host genotype, symbiont identity, colony size, and environmental setting. *Plos one*.

Maneval, P.; Jacoby, C.A.; Harris, H.E.; Frazer, T.K. (2017) Genotype, Nursery Design, and Depth Influence the Growth of *Acropora cervicornis* Fragments. *Frontiers in Marine Science*. 8, 670474. doi: 10.3389/fmars.2021.670474

Mcleod, E.; Anthony, K. R. N.; Mumby, P. J.; Maynard, J.; Beeden, R.; Graham, N. A. J.; Heron, S. F.; Hoegh-Guldberg, O.; Jupiter, S.; MacGowan, P.; Mangubhai, S.; Marshall, N.; Marshall, P. A.; McClanahan, T. R.; Mcleod, K.; Nystrom, M.; Obura, D.; Parker, B.; Possingham, H. P.; Salm, R. V.; Tamelander, J. (2019). The future of resilience-based management in coral reef ecosystems. *Journal of Environmental Management*. 233, 291-301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.034>

Minjie, H.; Bai, Y.; Zheng, X.; Zheng, Y. (2023). Coral-algal endosymbiosis characterized using RNAi and single-cell RNA-seq. *Nature microbiology*. 8, 1240-1251. <https://doi.org/10.1038/s41564-023-01397-9>



Munoz-Castillo, A. I.; Rivera-Sosa, A.; Chollett, I.; Eakin, C. M.; Andrade-Gomez, L.; McField, M.; Arias-Gonzalez, E. A. (2019). Three decades of heat stress exposure in Caribbean coral reefs: a new regional delineation to enhance conservation. *Scientific Reports*. 9.

O'Donnell, K. E.; Lohr, K. E.; Bartels, E.; Baums, I. B.; Patterson, J. T. (2018). *Acropora cervicornis* genet performance and symbiont identity throughout the restoration process. *Coral Reefs*. 37, 1109-1118. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-01743-y>

Quigley, K. M.; Marzonie, M.; Ramsby, B.; Abrego, D.; Milton, G.; van Oppen, M. J. H.; Bay, L. K. (2021). Variability in fitness trade-offs amongst juveniles with mixed genetic backgrounds held in the wild. *Frontiers in Marine Science*. 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.636177>

Ryan, K. E.; Walsh, J. P.; Corbett, D. R.; Winter, A. (2008). A record of recent change in terrestrial sedimentation in a coral-reef environment, La Parguera, Puerto Rico: A response to coastal development? *Marine Pollution Bulletin*. 56(6), 1177-1183.

Sanchez, J. A.; Gomez-Corrales, M.; Gutierrez-Cala, L.; Vergara, D. C.; Roa, P.; Gonzalez-Zapata, F. L.; Gnecco, M.; Puerto, N.; Nierra, L.; Sarmiento, A. (2019). Steady decline of corals and other benthic organisms in the SeaFlower Biosphere Reserve (Southwestern Caribbean). *Frontiers in Marine Science*. 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00073>

Silbiger, N. J.; Goodbody-Gringley, G.; Bruno, J. F.; Putnam, H. M. (2019). Comparative thermal performance of the reef-building coral *Orbicella franksi* at its latitudinal range limits. *Marine Biology*. 166. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3573-6>

Toth, L. T.; Stathakopoulos, A.; Kuffner, I. B.; Ruzicka, R. R.; Colella, M. A.; Shinn, E. A. (2019) The unprecedented loss of Florida's reef-building corals and the emergence of a novel coral-reef assemblage. *Ecology*. 100(9), 102781. <https://doi.org/10.1002/ecy.2781>

Van Woesik, R.; Banister, R. B.; Bartels, E.; Gilliam, D. S.; Goergen, E. A.; Lustic, C.; Maxwell, K.; Moura, A.; Muller, E. M.; Schopmeyer, S.; Winters, R. S.; Lirman, D. (2020). Differential survival of nursery-reared *Acropora cervicornis* outplants along the Florida reef tract. *Restoration Ecology*, 29(1), e13302. <https://doi.org/10.1111/rec.13302>

Wilson, S. K.; Fisher, R.; Pratchett, M. S.; Graham, N. A. J.; Dulvy, N. K.; Turner, R. A.; Cakacaka, A.; Polunin, N. V. C.; Rushton, S. P. (2008). Exploitation and habitat degradation as agents of change within coral reef fish communities. *Global Change Biology*. 14(12), 2796-2809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01696.x>



# LEYENDAS DE FIGURAS

Figura 1. Imagen de colonias de *Acropora cervicornis* creciendo en el vivero de corales del CCMI a aproximadamente 15 m de profundidad en Little Cayman.

Figura 2. (a) Imagen de los investigadores principales G. Goodbody-Gringley y J. Bruno con la instalación experimental de rendimiento térmico. (b) La imagen de las cámaras de incubación es un baño de agua a temperatura constante, fijado con sondas de oxígeno y temperatura, cada una de las cuales contiene un fragmento individual de *A. cervicornis*.

Figura 3. Imagen de buzos realizando evaluaciones de salud en un jardín común de trasplantes. Cada sitio contenía un número igual de fragmentos replicados que representaban cada uno de los 8 genotipos que se colocaron al azar en el domo.

Figura 4. Resultados de los experimentos de rendimiento térmico.

Figura 5. a) Estado sanitario de todos los corales plantados después de la siembra inicial en mayo de 2022, las evaluaciones secundarias en abril de 2023 y la evaluación final en septiembre de 2023. b) Curvas de probabilidad de supervivencia de Kaplan-Meier por genotipo.

Figura 6. Estado de salud por genotipo en (a) abril de 2023 y (b) septiembre de 2023.

Figura 7. (a) Prevalencia de blanqueamiento y (b) crecimiento (extensión lineal total) por genotipo al final del seguimiento del destino en septiembre de 2023.



THE UNIVERSITY  
of NORTH CAROLINA  
at CHAPEL HILL



resembid



Funded by the  
European Union



Implemented by Expertise France



GFDRR  
Global Facility for Disaster Reduction and Recovery



THE WORLD BANK  
IBRD • IDA | WORLD BANK GROUP

In collaboration with GFDRR

Este manual fue creado con el apoyo financiero de la Unión Europea. Su contenido es responsabilidad exclusiva del Central Caribbean Marine Institute (CCMI) y no refleja necesariamente los puntos de vista de la Unión Europea.

© 2024 Central Caribbean Marine Institute

Todos los derechos reservados. Con licencia para la Unión Europea bajo condiciones.