



THE UNIVERSITY  
of NORTH CAROLINA  
at CHAPEL HILL



# ENSEIGNEMENTS DE D'EXPERIENCES D'ECOPHYSIOLOGIE ET SUGGESTIONS POUR AMELIORER LA RESTAURATION DES CORAUX

---

Gretchen Goodbody-Gringley  
& Haley Davis

2024

# CONTENU

• Introduction	1
• La Nurserie du CCMI	4
• Méthode du Projet	5
• Résultats et Discussion	6
• Recommendations	11
• Ouvrages Cités	13
• Légendes de Figures	20



# INTRODUCTION



Au cours des dernières décennies, le nombre de coraux dans les Caraïbes a décliné (Contreras- Silva et al., 2020 ; Cramer et al., 2020). En effet, la part de couverture corallienne sur le benthos représente maintenant entre 5 et 10% (Gardner et al., 2003). Même si ce déclin est plus prononcé dans les régions les plus impactées, comme le Florida Reef Tract où la couverture corallienne est d'environ 4% (Toth et al., 2019), les atolls isolés et plus protégés sont également menacés (Sanchez et al., 2019).

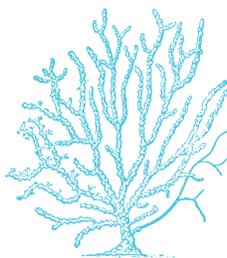
Une multitude d'impacts environnementaux sont à l'origine de ce déclin, tels que le développement côtier (DeGeorges et al., 2010 ; Ryan et al., 2008), les maladies coralliennes (Alvarez-Filip et al., 2019 ; Estrada-Saldivar et al., 2020 ; Hayes et al., 2020 ; Aronson & Precht 2001) et les périodes de stress thermique (Eakin et al., 2005 ; Munoz-Castillo et al., 2019). L'augmentation constante de la fréquence et de la gravité des stress anthropogéniques empêche les coraux de se régénérer, ce qui ne permet pas de tirer des conclusions optimistes quant à leur avenir (Jones et al., 2022 ; Gonzalez-Barrios et al., 2020).

Parmi les premières preuves du déclin des coraux, il y a eu la disparition locale, dans les années 80, d'un grand nombre de colonies des espèces *Acropora cervicornis* et *A. palmata* de la mer des Caraïbes et du golfe du Mexique lors de l'épidémie de White Band Disease (Aronson et Precht, 2001). Avant cette épidémie, *A. cervicornis* était abondant à faible profondeur, fournissant de nombreux services écosystémiques tels que la réduction de l'érosion côtière par les vagues (Ghianian et al., 2020), ainsi qu'un habitat pour les poissons qui, à leur tour, contribuaient à la pêche, importante culturellement (Wilson et al., 2008). Au cours de la première décennie de l'épidémie, le genre *Acropora* a connu un déclin, de plus de 60% de la surface corallienne, il est passé moins de 5% (Aronson & Precht, 2001). Ce déclin a conduit à la classification de ces deux espèces sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN.

Aujourd'hui, l'absence d'Acroporidae dans les faibles profondeurs des récifs constitue un déséquilibre pour les écosystèmes récifaux des Caraïbes et a profondément affecté leurs structures et leurs organisations. Ainsi, au cours de la dernière décennie, de nombreux fonds ont été attribués à la restauration des récifs caribéens. Plus précisément, la restauration de *A. cervicornis* et *A. palmata* est encouragée en raison de leur vulnérabilité, de leur importance écologique et de leur capacité à croître rapidement : 5 à 10 fois plus rapidement que les coraux massifs (Gladfelter et al., 1978 ; Lirman et al., 2014). La restauration des coraux, qui consiste à planter dans la nature des colonies cultivées en nurserie pour restaurer l'organisation et les fonctions du récif, est une approche populaire pour contrer localement leur déclin. Inspirée de stratégies de restauration réussies dans d'autres écosystèmes, la restauration des coraux d'aujourd'hui est principalement axée sur la plantation de coraux cultivés sur des récifs dégradés. Le bouturage et le repiquage de colonies cultivées sont si populaires que cet effort global de restauration a la capacité d'augmenter significativement la quantité de coraux à une échelle écologique. Les progrès majeurs de cette industrie ont été réalisés principalement grâce à des organisations non gouvernementales (ONG) dans le sud-est de la Floride, aux États-Unis, et dans les Caraïbes. Les plus notables étant les efforts de la Coral Restoration Foundation, du MOTE Marine Laboratory et de SCORE International.

Beaucoup des techniques initiales sont toujours en usage, où des coraux échantillonnés de manière opportune ou des fragments de colonies sauvages sont cultivés dans des nurseries, que ce soit en mer ou sur terre. Ces colonies cultivées sont ensuite périodiquement fragmentées pour créer de « nouvelles » colonies pour fournir à nouveau à la nurserie. Les premières études se sont concentrées sur la création de conditions d'élevage optimales dans les nurseries, en mer ou à terre, afin de maximiser la croissance, mesurée par le Total Linear Extension (TLE ; Johnson et al., 2011 ; Maneval et al., 2021). Ces techniques se sont popularisées et sont devenues l'activité principale des ONG environnementales. Juste dans le sud-est de la Floride, des milliers de fragments d'*A. cervicornis* ont été cultivés en nurserie et plantés sur le récif. Une organisation est allée jusqu'à planter 15 000 fragments en 5 ans. Cependant, un suivi à long terme des colonies plantées montre des résultats variables, même au sein d'un même récif, suggérant que des variables génétiques et environnementales peuvent avoir un impact lors de la planification d'un projet de restauration (van Woesik et al., 2020).

Alors que de nouvelles informations sur les conditions de croissance optimales et les taux de succès sont rassemblées, les efforts de restauration de *Acropora* spp. continuent d'évoluer. Par exemple, plusieurs groupes prennent désormais en compte une forme de reproduction sexuelle, sélectionnant des parents avec des traits importants tels qu'une résistance aux maladies ou aux hausses de températures (Koch et al., 2022a,b), dans l'objectif d'accélérer la restauration jusqu'à un niveau industriel (Banazsak et al., 2023). Ces progrès ont été pris en compte lors du développement de la Resilience Based Management Strategies des coraux, qui vise à protéger la diversité génétique et à maintenir le transfert de gènes par reproduction sexuée (McLeod et al., 2019). Cependant, l'évolution assistée via la fécondation croisée repose sur des informations concernant la sensibilité (ou plutôt la résilience) au stress des colonies adultes et leur capacité de reproduction (Koch et al., 2022a, b). En Floride, Cuning et al. (2021) ont examiné la gamme de thermotolérance de plusieurs colonies de coraux sur différents sites de restauration. Ils ont mesuré l'efficacité photosynthétique des coraux de nurserie plantés sur le récif en réponse à une gamme de températures. De manière intéressante, ils ont montré qu'il existait une différence de thermotolérance entre les sites de restauration, sans relation avec les moyennes mensuelles maximales de températures antérieures. De plus, une grande partie de la variabilité de la thermotolérance se trouve au sein des sites et non entre eux. Cela suggère qu'une variation génétique entre les colonies a un impact sur la thermotolérance plus fort que les conditions environnementales passées. L'assemblage de zooxanthelles a également un impact sur la tolérance thermique, et donc de nombreux efforts ont été investis dans l'identification des espèces de Symbiodiniacées, ainsi que dans les études d'inoculation des symbiotes thermotolérants (O'Donnell et al., 2019 ; Davies et al., 2023 ; Minjie et al., 2023). Bien que les températures élevées représentent une menace majeure pour la restauration et son succès, les épidémies de White Band Disease continuent d'affecter *Acropora* spp. De fait, il est aussi important d'identifier les colonies adultes résilientes aux maladies, qui pourraient être utilisées en amont des expériences de croisement (par exemple, Koch et al., 2022).



Ces études, ainsi que les enquêtes sur les éventuels compromis avec des traits indésirables, ont influencé les choix de restauration de *A. cervicornis* en Floride. En combinant plusieurs facteurs de choix, tels que la tolérance thermique ou la résistance aux maladies, pour produire des colonies qui, une fois plantées, vont pouvoir transmettre les traits désirés à la génération suivante (Humanes et al. 2021 ; Koch et al., 2022a,b). Le suivi de ces colonies « résistantes » et la collecte de données permettent aux scientifiques de fournir des conseils éclairés aux acteurs de la restauration, afin d'augmenter l'efficacité des efforts et de guider les projets d'évolution assistée et de sélection de traits. Cependant, peu d'études suivent les coraux plus de 12 mois après leur pose sur le récif, créant ainsi un manque de connaissances sur le succès de ces projets.

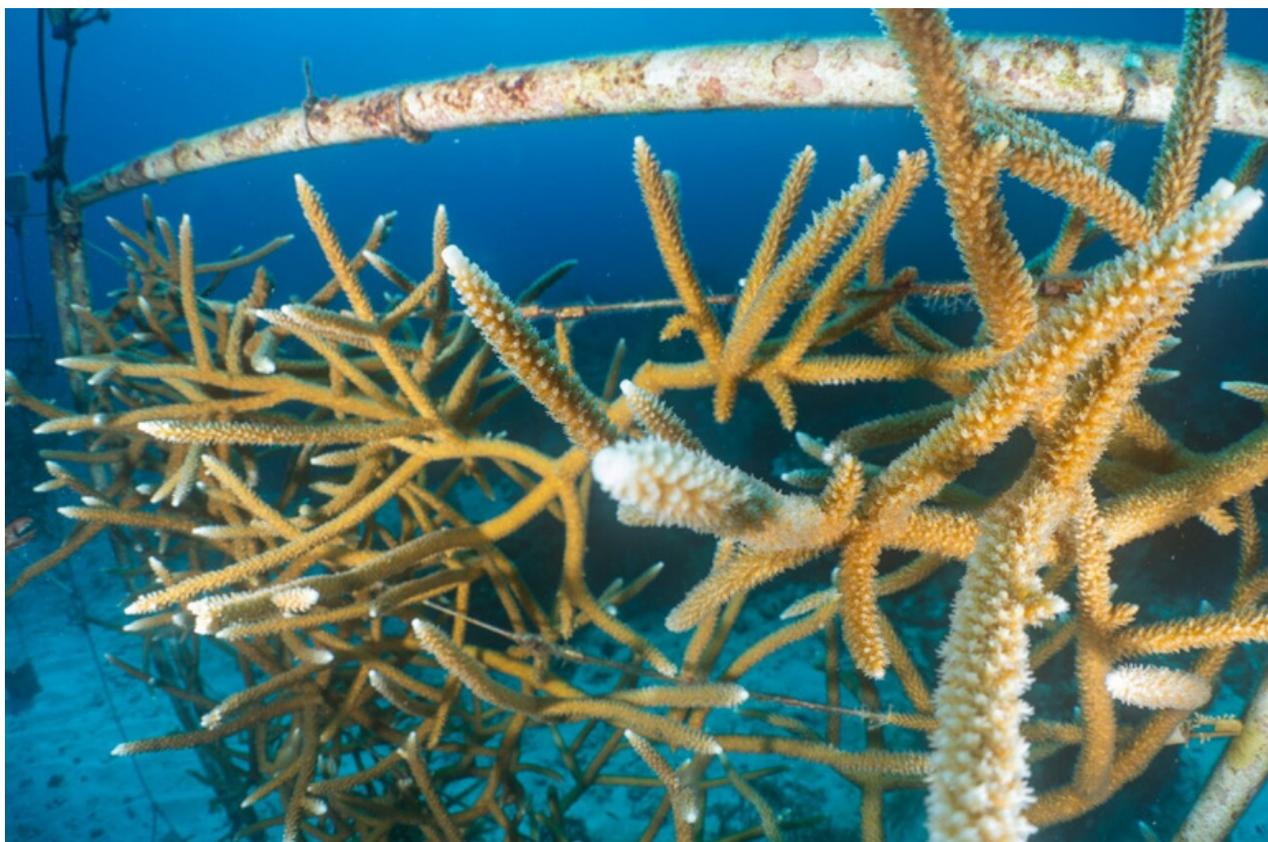


Figure 1.





Figure 2a.

## LA NURSERIE DU CCMI

En initiant un projet de restauration basé sur la science en 2011 aux îles Caïmans, le CCMI a été et continue d'être un pionnier dans la restauration des récifs. L'avenir de la restauration des coraux dépend de notre succès. En étant l'un des seuls projets à inclure des solutions basées sur la recherche afin de mieux comprendre comment la restauration peut bénéficier aux populations sauvages de coraux et comment nous pouvons débloquer les secrets de leur résilience pour le futur. Les études empiriques actuelles et les données environnementales collectées sur le long terme fournissent les fondations des futures recherches sur la résilience des récifs. Nos travaux précédents ont montré que la croissance et la survie étaient plus importantes dans notre nurserie la plus profonde (15 m) comparée à la moins profonde (5 m) (Maneval et al. 2021). De plus, le suivi des cas de White Band Disease et de leur rétablissement a montré les avantages de conserver une population génétiquement diverse au sein de la nurserie (Brown et al. 2022). Concernant la replantation, nous avons démontré une augmentation par 10 de la survie lorsque les fragments sont placés sur des dômes en 3D plutôt que directement sur le récif (Rapport annuel CCMI 2020). De plus, lorsque cette replantation est effectuée à 20 m plutôt qu'à 5 m, nous avons observé une augmentation significative de la survie et une baisse des maladies (Rapport annuel CCMI 2021). Pour mieux quantifier les succès de la replantation, le CCMI a récemment réalisé une expérience de mesure du stress thermique, suivie de replantation et de suivi de l'évolution de fragments de *A. cervicornis* à Little Cayman. Ici, nous présentons ce projet ainsi que les recommandations pour améliorer les efforts de restauration basés sur nos résultats.

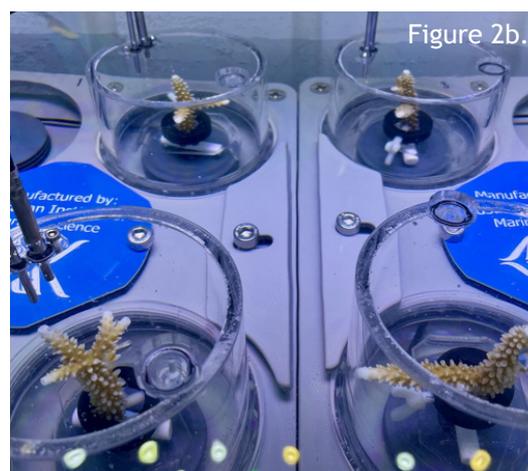


Figure 2b.

# MÉTHODE DU PROJET

Des fragments des colonies de la nurserie ont été collectés sur la base d'une identification génétique antérieure (Drury et al. 2017). Ils ont été échantillonnés afin de réaliser des analyses moléculaires en aval, puis transférés dans une nurserie basée sur terre et un laboratoire pour les analyses de tolérance thermique.

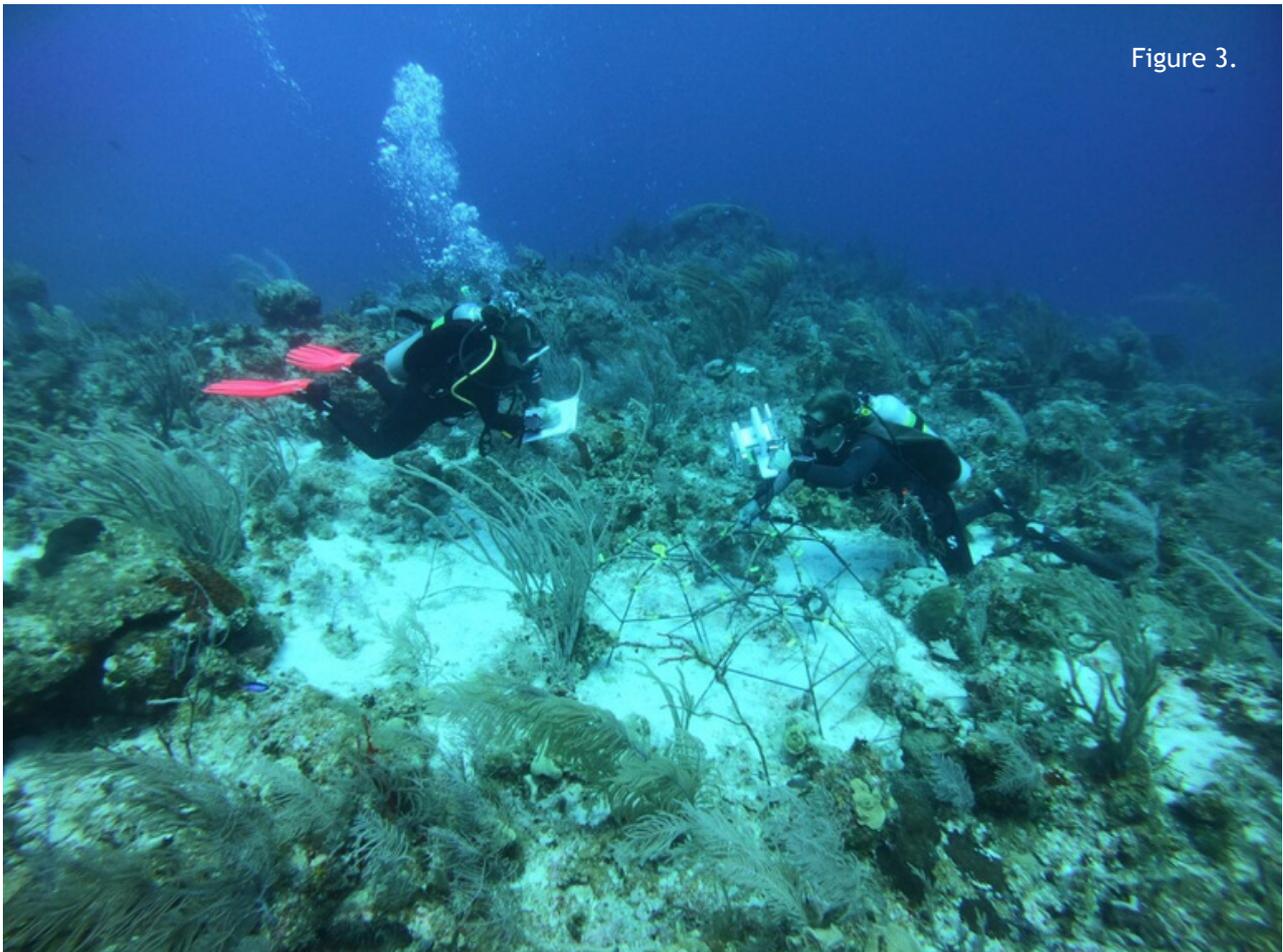
La tolérance thermique a été mesurée en utilisant des Thermal Performance Curves (TPC) où la photosynthèse et la respiration sont utilisées comme un équivalent aux performances des coraux. La production et la consommation d'oxygène ont été mesurées en utilisant un système de chambres hermétiques et un suivi en temps réel avec des sondes d'oxygène et de température, comme l'ont fait Silbiger et al. (2019) et Gould et al. (2021). Pour créer les TPCs, un fragment d'une colonie de *A. cervicornis* génétiquement identifiée a été exposé à 8 températures (28, 30, 32, 33, 34, 35, 36 et 37°C), de façon croissante.

Un total de 8 différents génotypes a été testés, avec 3 répliques par génotype. La température dans les chambres était contrôlée par un thermostat ( $\pm 0.1^\circ\text{C}$ ) (Apex Aquacontroller, Neptune Systems), à l'aide d'un refroidisseur (AquaEuroUSA Max Chill-1/13 HP Chiller) et d'un chauffage (AccuTherm Heater 300W). La concentration en oxygène a été mesurée dans chaque chambre toutes les secondes pendant 15 minutes sous des conditions lumineuses saturées. Ensuite, le système a été couvert et les mesures ont continué pendant 30 minutes dans le noir total. Les niveaux de lumière étaient basés sur des courbes P/I pour déterminer le PAR, permettant ainsi d'obtenir la valeur optimale de photosynthèse à lumière ambiante. Les valeurs absolues de la photosynthèse plus la respiration dans le noir sont égales à la photosynthèse brute (GP). Deux chambres de contrôle (eau de mer filtrée et turbulent uniquement) ont mesuré la production et la consommation d'oxygène des micro-organismes présents dans l'eau de mer. Cette activité métabolique de fond a été soustraite à chaque chambre expérimentale. Les taux de flux d'oxygène ont également été corrigés en fonction du volume de la chambre et de la surface du fragment grâce à la méthode de trempage à la cire de paraffine (Stimson et Kinzie, 1991 ; Holmes et coll., 2008). Des modèles hiérarchiques bayésiens avec des simulations de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC) ont ensuite été utilisés pour estimer les paramètres de tolérance thermique des coraux pour la GP (Silbiger et al. 2019 ; Gould et al., 2021). Les paramètres de performance thermique des génotypes sélectionnés ont été extraits à l'aide du logiciel RTPC et du multi-démarrage NLS en utilisant un modèle de Sharpe-Schoolfield et un bootstrapping, ce qui comprenait : la température critique maximale (CTmax), l'énergie d'activation (e), l'énergie de désactivation (eh), la marge de sécurité thermique et la température optimale (Topt).

Des rameaux des répliques de chaque génotype ont ensuite été plantés sur une série de structures en dôme (n=3) afin de créer une structure en relief et de permettre de garder les boutures hors sol afin de réduire les chances de transmission de maladie. Un total de 3 répliques des 8 génotypes ont été plantés sur les structures pour un total de 9 répliques par génotype. L'évolution des boutures (bonne santé, pâle, blanchi, malade, victime de prédation, mort et disparu) et les TLE ont été mesurées après 11 et 16 mois (en avril 2023 et en septembre 2023).

# RÉSULTATS ET DISCUSSION

Dans l'ensemble, nos résultats de tolérance thermique étaient similaires à travers les différents génotypes, cependant, quelques paramètres de performance clés se sont démarqués. Par exemple, le génotype OB avait l'énergie de désactivation la plus basse et la courbe d'optimum thermique la plus graduelle ainsi que la plus haute marge de sécurité thermique. Cela suggère que ce génotype pourrait avoir un blanchissement le moins sévère. À l'opposé, le génotype G avait l'énergie de désactivation la plus haute et la courbe la plus abrupte, ce qui prédit un blanchissement sévère (Figure 3). Cependant, il n'est pas possible d'identifier clairement un « gagnant » ou un « perdant », donc ces données à elles seules suggèrent que le maintien d'une diversité génétique maximale est susceptible d'être la meilleure méthode pour la restauration.



Au fil du temps, nous avons observé des pertes continues au sein des boutures sur dôme, sans différence par génotype. Le taux de survie est passé à moins de 50% après la période de 11 mois (Figure 4). L'été de 2023 a été le plus chaud enregistré, avec Little Cayman touchée par 19.5 degree heating weeks (NOAA). Cela a permis de surveiller les réponses des boutures face à un événement de blanchissement naturel et de les comparer avec les résultats obtenus en laboratoire. À la fin de la période de blanchissement, la plupart des colonies étaient soit entièrement blanches, soit mortes, et seul le génotype KW avait des colonies encore en vie (figure 5).



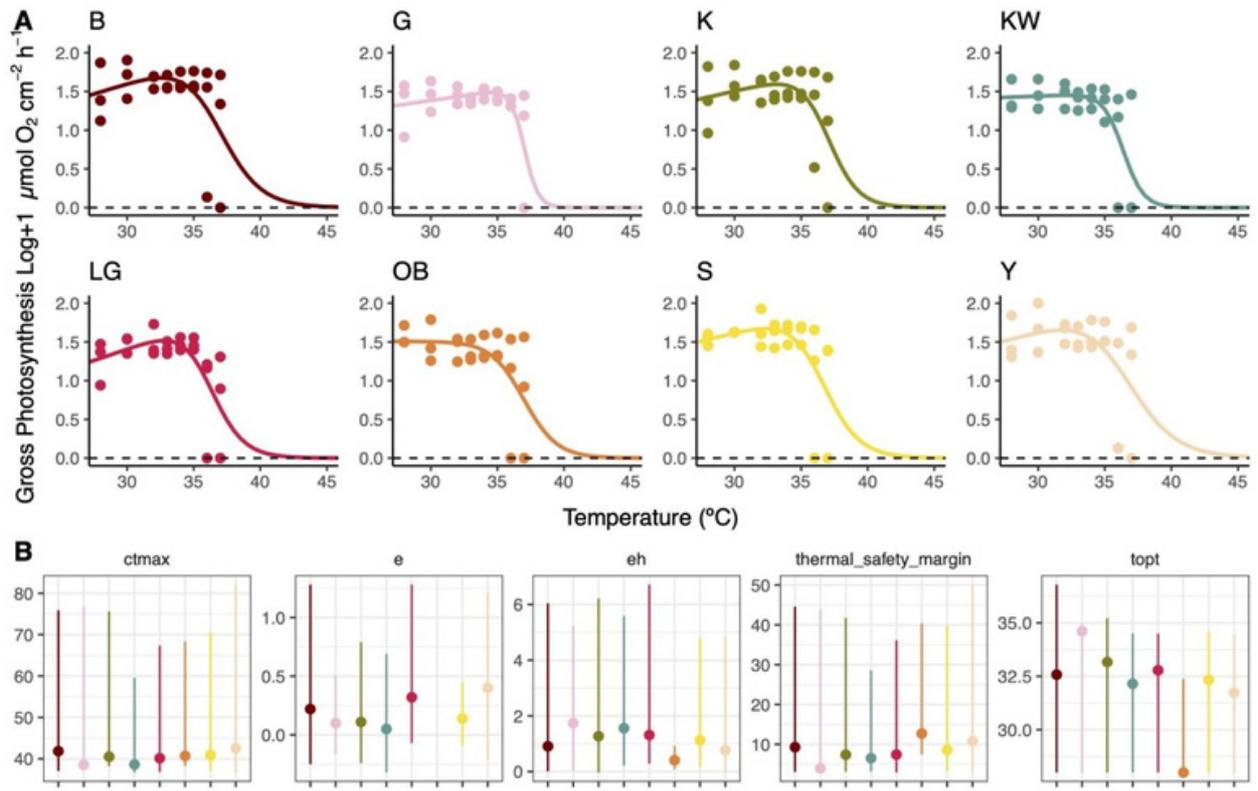


Figure 4.

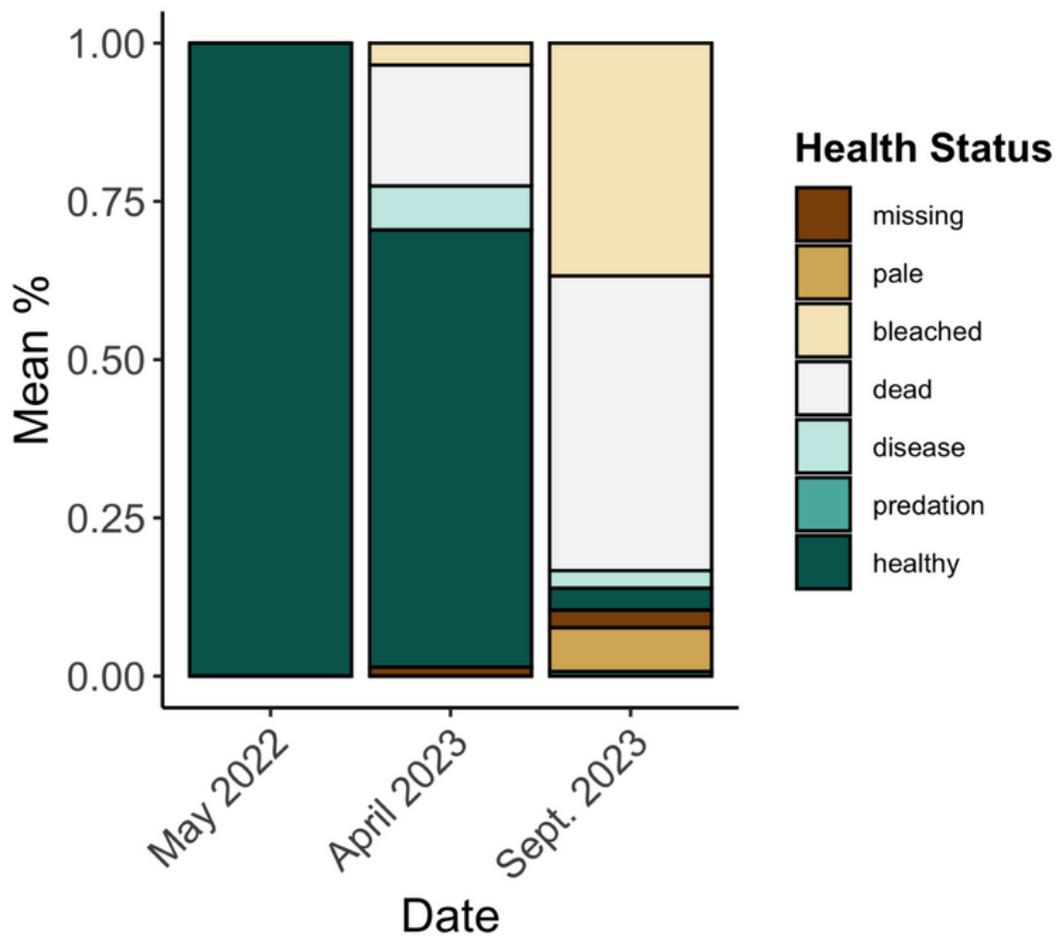


Figure 5a.



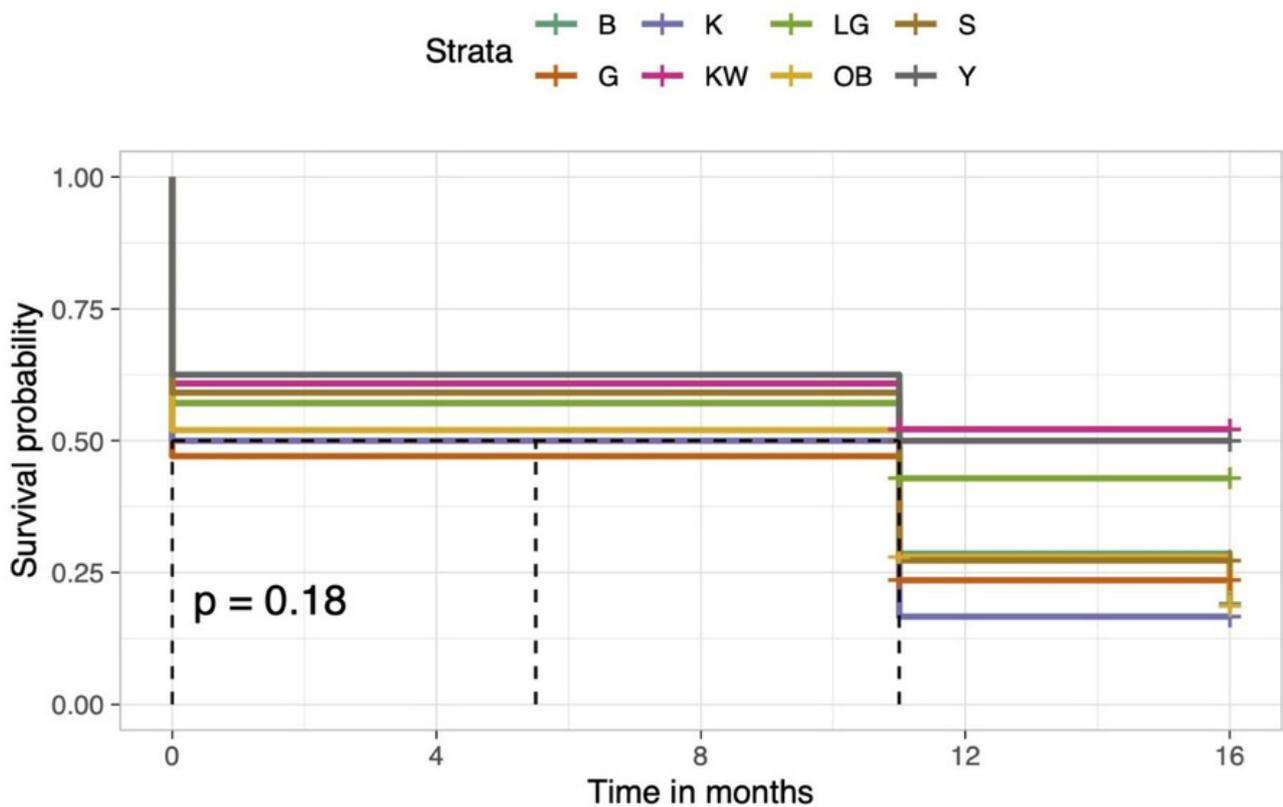
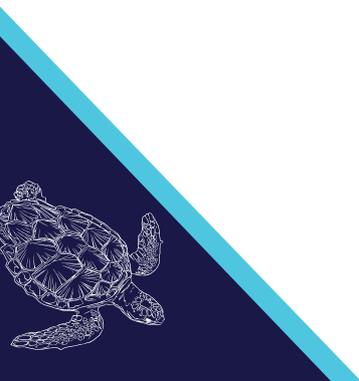


Figure 5b.

Nos données de suivi d'évolution ont montré une absence de différence significative de croissance ou de fréquence de blanchissement en fonction des génotypes, cependant, certains génotypes montrent des capacités de résistance accrues. Par exemple, les génotypes KW et LG ont le taux de croissance le plus bas, et OB, K et KW ont eu des pourcentages de taux de blanchiment moins élevés (figure 6). Même si aucune corrélation significative n'a été trouvée, les données de performance thermique suggèrent que le génotype OB présenterait une réponse au blanchissement moins sévère, ce qui correspond aux résultats de suivi d'évolution. Ainsi, avec plus de répliques, les courbes de performance thermique peuvent être un outil précieux pour examiner la résilience thermique. En complément du blanchissement et de la croissance, la santé des colonies était aussi mesurée sur toutes les boutures. Les résultats de ces données suggèrent que les espèces les plus tolérantes au stress thermique auraient une croissance moins rapide et seraient plus sensibles aux maladies. Cela montre un compromis entre les capacités de croissance, de résistance aux maladies et de résistance au blanchissement. La découverte de compromis entre des traits recherchés n'est pas un résultat exclusif à cette étude (Cornwell et al., 2021 ; Ladd et al., 2017 ; Quigley et al., 2021), même si cela n'est pas universel entre les traits désirés (Koch et al., 2022a, b). Cependant, ces potentiels compromis entre traits viennent apporter une autre preuve quant à l'importance d'augmenter la diversité génétique dans une nurserie de coraux.



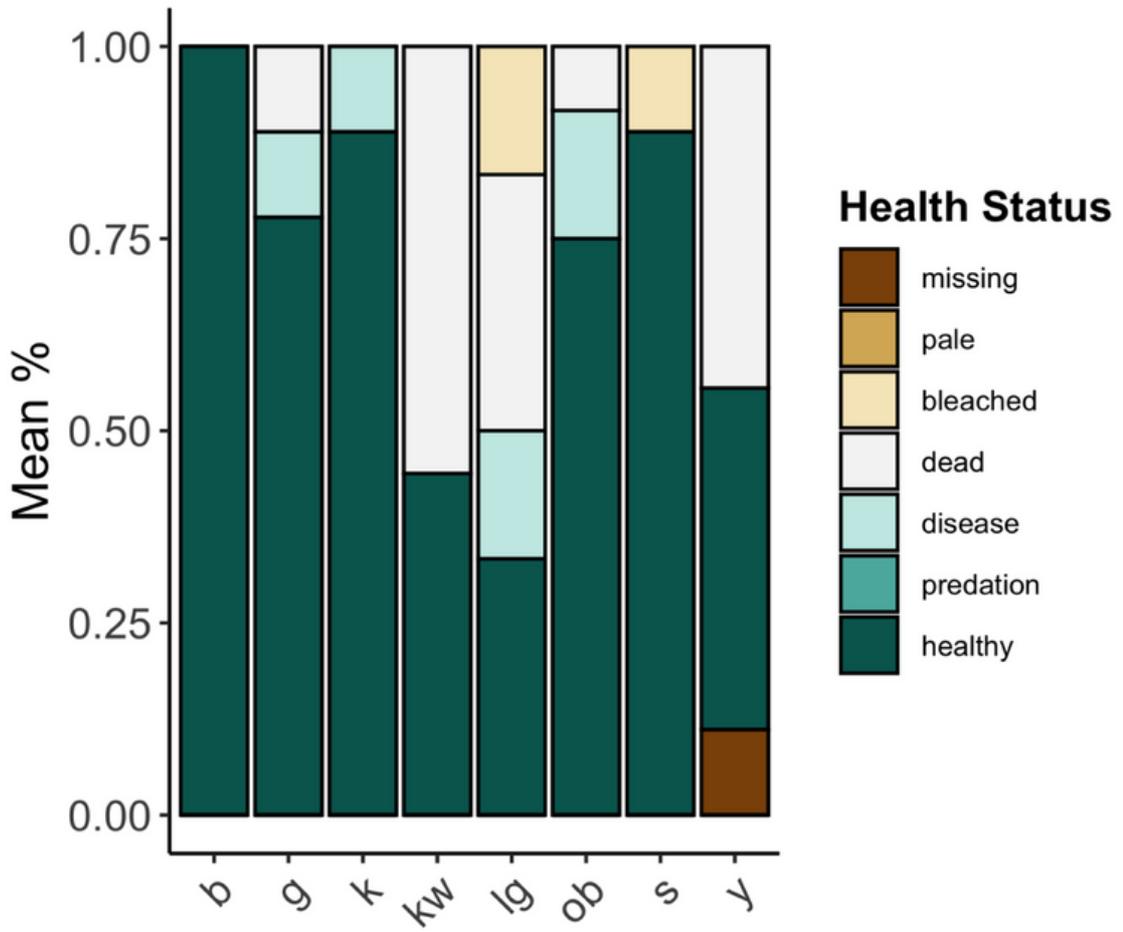


Figure 6a.

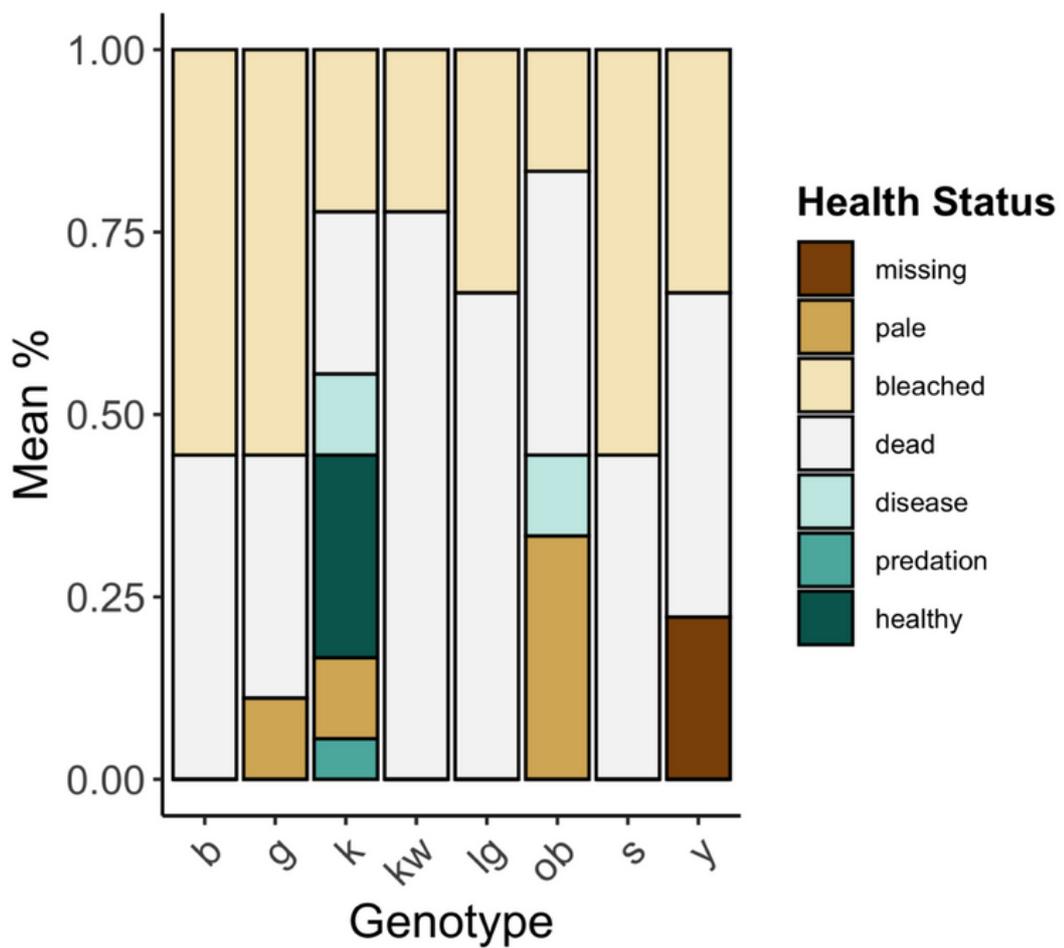


Figure 6b.

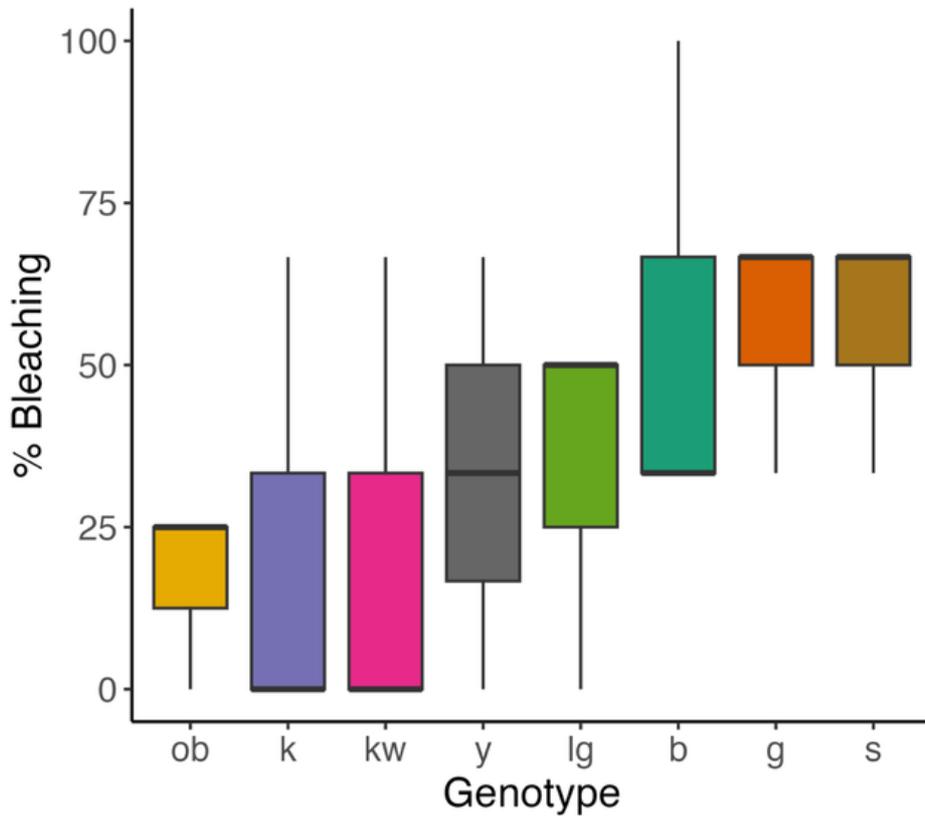


Figure 7a.

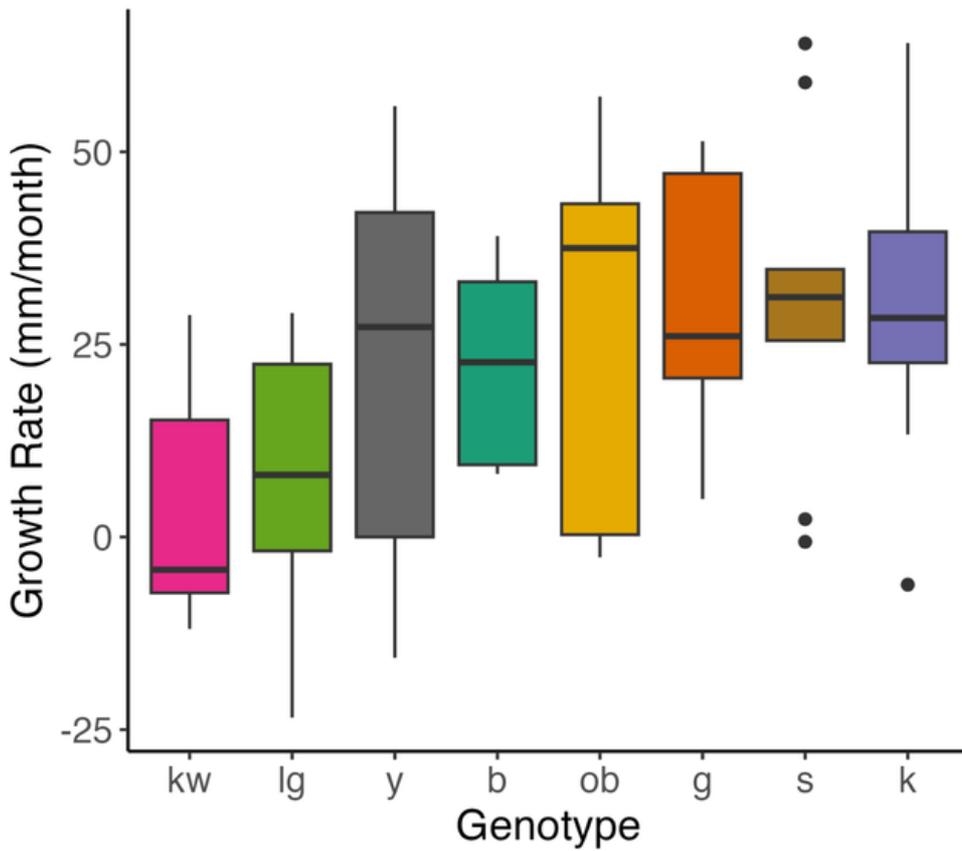


Figure 7b.





# RECOMMANDATIONS

Les données de cette étude montrent qu'il est peu probable qu'il y ait un génotype d'*A. cervicornis* qui soit résilient à un large éventail de stress et qui pourrait être considéré comme un super corail. Alors que certaines colonies avaient une plus forte tolérance aux stress thermiques, ce n'étaient pas les génotypes qui étaient susceptibles de grandir le plus rapidement, de résister le plus efficacement aux maladies ou de tolérer un stress thermique à long terme supérieur à 19 degrés par semaine. Ces compromis de résistances aux stress sont très bien documentés et suggèrent que maintenir une diversité génétique forte serait le meilleur chemin à suivre pour la restauration des coraux. Cette diversité génétique serait importante dans les efforts de replantage qu'ils soient accompagnés d'une reproduction sexuée ou non. Que les organisations de restauration décident d'utiliser des fragments de coraux adultes ou des larves produites sexuellement, il sera vital de maintenir une diversité génétique et biologique plutôt que de sélectionner des individus solides ou résilients. Cette pratique managériale permettra d'éviter un goulot génétique artificiel et favorisera une large gamme génétique pour une population corallienne, donnant aux colonies replantées la plus grande chance de succès.

Les événements de blanchiment globaux de 2023 qui ont touché les récifs des Caraïbes et de la Floride permettent aussi aux organisations de réévaluer les protocoles de restauration et de marcher de l'avant, avec de nombreuses nurseries nécessitant un départ à zéro. Nous recommandons que, dans ce contexte, la plus haute diversité génétique soit utilisée pour les opérations à venir. Cette saison nous a appris que les compromis biologiques peuvent être le plus grand atout dans le futur de la restauration corallienne, tout en laissant derrière les techniques d'élevage sélectif.

Lors de la prise en compte du déclin des coraux des Caraïbes, au-delà d'*Acropora* spp., il est devenu d'autant plus important de diversifier la banque de gènes de chaque espèce mais aussi les espèces elles-mêmes et d'incorporer des colonies de formes différentes. Même si les Acroporidae sont un genre de valeur pour les Caraïbes, avec une banque génétique amoindrie, ils n'ont peut-être pas les capacités de survivre aux événements de chaleur extrême, de plus en plus intenses. Afin de restaurer les récifs jusqu'à leur complexité historique, ou même juste de maintenir ce qu'il reste, les organisations de restauration doivent élargir leur catalogue d'espèces, même celles vulnérables aux nouvelles maladies. Incorporer des coraux hermatypiques à croissance plus lente nous permettra de maintenir un taux de reliefs, un taux d'accrétion et une diversité biologique de manière plus durable. De plus, incorporer des espèces de coraux envahissantes (en anglais dans le texte : « weedy ») dans ces projets pourrait fournir un potentiel de survie plus important, permettant aux récifs de persister, même lors de conditions environnementales exceptionnelles.

Finalement, il est de plus en plus clair qu'afin de restaurer les récifs des Caraïbes ou même de les maintenir en replantant des coraux, il faut considérer les innovations technologiques comme essentielles. L'utilisation du séquençage moléculaire, de plus en plus accessible, serait vitale pour comprendre les lignées génétiques et les connexions des populations de coraux, les protégeant

des goulots d'étranglement génétique au sein des espèces restaurées. De même, nos résultats suggèrent que les mesures de performance thermique seraient précieuses afin de déterminer les individus les plus à même de survivre à un stress thermique. La restauration à travers la reproduction sexuée permettra des pratiques plus évolutives ainsi que d'augmenter la diversité grâce au potentiel de recombinaison génétique. Une combinaison de ces outils donnera aux organisations de restauration la meilleure chance d'avoir un impact sur le long terme. Une attention soutenue sur les populations de symbiotes et sur les stress environnementaux liés pourrait être une piste vers l'inoculation de zooxanthelles ou vers la gestion de leur population pour les coraux et les larves de nurserie. Enfin, augmenter la richesse des espèces dans les efforts de restauration, sexuée ou non, permettra la création d'écosystèmes récifaux mieux restaurés. En faisant suite à un consensus (Banaszak et al., 2023 ; Hughes et coll., 2023 ; Johnson et coll., 2011

; Mcleod et al., 2019), ce sont ces stratégies qui contribueront à propulser des projets de restauration des récifs coralliens plus loin dans le 21<sup>e</sup> siècle.

# OUVRAGES CITÉS



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.; Suggestt, 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, 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, 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.

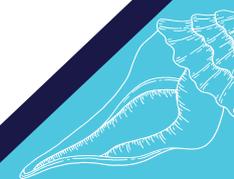
Eakin, C. M.; Morgan, J. A.; Heron, S. F.; Smith, T. B.; Liu, G.; Alvarez-Filip, L.; Baca, B.; Bartels, E.; Bastifas, C.; Bouchon, C.; Brandt, M.; Bruckner, A. W.; Bunkley-Williams, L.; Cameron, A.; Causey, B. D.; Chiappone, M.; Christensen, T. R. L.; Crabbe, M. J. C.; Day, O.; de la Guardia, E.; Diaz-Pulido, 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>



# LÉGENDES DES FIGURES

Figure 1: Image de colonies d'*Acropora cervicornis* dans la nurserie du CCMI.

Figure 2: (a) Image des chercheurs principaux G. Goodbody-Gringley et J. Bruno avec l'expérience de performance thermique. (b) Image de chambres d'incubation avec sondes d'oxygène et de température, et de fragments d'*Acropora cervicornis*.

Figure 3: Image de plongeurs effectuant des évaluations de santé sur un site d'implantation de jardin commun. Chaque site contenait un nombre égal de fragments répliqués des 8 géotypes placés sur le dôme.

Figure 4: Résultats des expériences de performance thermique.

Figure 5: (a) État de santé de tous les coraux plantés après la replantation en Mai 2022, évaluations secondaires en Avril 2023 et évaluation finale en Septembre 2023. (b) Courbes de probabilité de survie de Kaplan-Meier par géotype.

Figure 6: État de santé par géotype en (a) Avril 2023 et (b) Septembre 2023.

Figure 7: (a) Prévalence du blanchiment et (b) croissance (Total Linear Extension) par géotype à la fin du suivi d'évolution en Septembre 2023.



THE UNIVERSITY  
of NORTH CAROLINA  
at CHAPEL HILL



resembid



Funded by the  
European Union

  
**RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE**  
*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

 **EXPERTISE  
FRANCE**  
GROUPE AFD  
Implemented by Expertise France



**GFDRR**  
Global Facility for Disaster Reduction and Recovery



**THE WORLD BANK**  
IBRD • IDA | WORLD BANK GROUP

In collaboration with GFDRR

Ce manuel a été créé avec le soutien financier de l'Union Européenne. Son contenu relève de la seule responsabilité de Central Caribbean Marine Institute (CCMI) et ne reflète pas nécessairement les vues de l'Union européenne.

© 2024 Central Caribbean Marine Institute.

Tous droits réservés. Licencié à l'Union Européenne sous conditions.