

Bilan de l'impact de la maladie corallienne « Stony Corals Tissue Loss Disease » (SCTLD) sur les récifs coralliens de Guadeloupe

Par

Claude Bouchon, Samantha de Lavigne, Sébastien Cordonnier
et Yolande Bouchon-Navaro



Mars 2023



Table des matières

I – PRÉAMBULE	1
II – INTRODUCTION	2
III - MATÉRIEL ET MÉTHODES	3
IV – RÉSULTATS	6
V - DISCUSSION ET CONCLUSIONS	15
VII – Remerciements	17
VIII - Références bibliographiques	18

I – PRÉAMBULE

Les premières observations de maladies frappant des coraux ont été faites par Arnfried Antonius dans la mer Caraïbe en 1973 et publiées en 1976 (Antonius, 1973, 1976, 1981). Ces observations ont augmenté par la suite de façon exponentielle (Sokolov, 2009). Au départ, d'origine très probablement naturelle (toutes les espèces vivantes présentent des maladies qui leur sont spécifiques), leurs impacts se sont considérablement développés au cours de ces dernières décades. Par exemple, la maladie de la « bande blanche » qui touche les deux espèces de coraux *Acropora palmata* et *A. cervicornis* (espèces de coraux emblématiques et espèces « clés » des récifs caraïbes) s'est développée de façon explosive au début des années 80, au point de conduire ces coraux à figurer en 2008 sur la Liste Rouge de l'UICN¹ des espèces « en danger d'extinction ». Par ailleurs, de nouvelles maladies ont été identifiées qui font appel à des germes d'origine terrestre probablement liés à la pollution de la mer caraïbe (*Aspergillois*, *Vibrio*, *Serratia*...). Les causes responsables de l'extension de ces maladies d'origines naturelle ou anthropique sont aujourd'hui mal connues et mal comprises. Sont soupçonnés : la pollution par la matière organique d'origine terrestre, le réchauffement de l'eau lié au changement climatique global, le stress physiologique des coraux soumis à des agressions diverses qui sont susceptibles d'affaiblir leurs défenses immunitaires... Une revue des maladies observées dans les Antilles françaises a été réalisée (Bouchon et Bouchon-Navaro, 2017).

Une grande partie des agressions des coraux se traduit par une nécrose plus ou moins importante de leurs tissus vivants. Un corail est un animal colonial constitué par des centaines, voire des millions d'animalcules appelés polypes reliés entre eux par une mince couche de tissus vivants. En cas de mort d'un polype ou de destruction tissulaire, la zone de nécrose est, normalement, rapidement cicatrisée par le bourgeonnement de nouveaux polypes et par la régénération des tissus. Par conséquent, dans de bonnes conditions écologiques, la longévité d'une colonie corallienne est, grâce à ce mécanisme de régénération des polypes, théoriquement infinie. Ainsi, on connaît de par le monde des colonies coralliennes dont l'âge approche le millénaire. Sur un récif en bon état, ce mécanisme de cicatrisation permet de compenser les destructions de polypes ou de tissus d'origines naturelles (prédation, abrasion des tissus par les houles cycloniques...). La pollution côtière introduit dans le milieu des virus, bactéries et levures susceptibles de surinfecter les plaies et de contrarier leur cicatrisation, voire de provoquer leur extension et la destruction totale du corail (Bouchon *et al.*, 2014a). La dégradation des conditions environnementales est également susceptible de diminuer la résistance immunitaire des coraux et de favoriser le phénomène précédent. Ainsi, une étude sur près de quinze ans des coraux des Antilles françaises a démontré l'existence d'une augmentation, d'année en année, du taux de surface de tissus nécrosés pour l'ensemble des coraux (Bouchon *et al.*, 2014b ; 2016). Ce phénomène amplifie les impacts des maladies et des agressions diverses qui touchent actuellement les coraux des Antilles.

¹ UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature.

II – INTRODUCTION

La dernière maladie corallienne identifiée dans la région est apparue en Floride en 2014 (Precht *et al.*, 2016) et a été nommée Stony Corals Tissue Loss Disease (SCTLD). À partir de 2017, après s'être étendue sur les côtes de la Floride, la maladie a envahi la région caraïbe et affectait 25 îles et pays en 2022. Découverte en Guadeloupe en mai 2020 par les auteurs du présent rapport, elle affecte actuellement l'ensemble des îles des Antilles françaises.

La figure 1 issue du site de l'AGRRA² en février 2023 présente l'extension de la maladie sur le bassin Caraïbe. Mis à part le golfe du Mexique et une région continentale s'étendant du Costa Rica au Venezuela, l'ensemble de la région apparaît être affectée.



Figure 1 : chronologie de l'extension de la SCTLD d'après le site de l'AGRRA en février 2023 (Kramer *et al.*, 2019³).

Jusqu'à ce jour, le ou les agents pathogènes responsables de cette maladie n'ont toujours pas été identifiés (Papke et Ushijima, 2022). Leur origine bactérienne a été indirectement prouvée puisque les coraux infectés peuvent être soignés par un traitement antibiotique (amoxicilline) (Aeby *et al.*, 2019 ; Neely *et al.*, 2020 ; Walker *et al.*, 2021). Des bactéries du genre *Vibrio* ont également été identifiées sur les coraux malades, mais il semble que celles-ci ne soient pas les agents primaires responsables de l'infestation. L'agent bactérien ou le consortium bactérien s'attaque aux algues symbiotiques des coraux, ainsi qu'aux tissus gastrodermiques de ceux-ci, provoquant une nécrose tissulaire qui gagne rapidement l'ensemble de la colonie corallienne infestée (Landsberg *et al.*, 2020).

² AGRRA : Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment.

³ Kramer, P., Roth, L., and Lang, J. (2019). Map of Stony Coral Tissue Loss Disease Outbreak in the Caribbean. Available online at: <https://www.agrra.org>.

La mort du corail intervient dans les jours ou les semaines qui suivent son infestation (Aeby *et al.*, 2019 ; Landsberg *et al.*, 2020). La maladie persiste sur les sites touchés pendant des mois voire des années après leur première infestation (Muller *et al.*, 2020).

Les vecteurs de transmission de l'agent ou des agents pathogènes semblent principalement agir par contact direct entre les colonies (Aeby *et al.*, 2019) par la contamination des sédiments marins (Studivan *et al.*, 2022a), par l'adsorption de l'agent pathogène sur des particules flottantes (Dobbelaere *et al.*, 2020) et par les courants marins qui constitueraient le principal vecteur de diffusion (Sharp *et al.*, 2020). Des agents biologiques de transmission de la maladie tels que les prédateurs des coraux (poissons, vers, mollusques...) ont été aussi évoqués (Noonan et Childress, 2020). Enfin, le transport de l'agent pathogène par les eaux de ballast des navires croisant dans la Caraïbe semble également être impliqué (Dahlgren *et al.*, 2021 ; Evans *et al.*, 2022 ; Studivan *et al.*, 2022b). Pour l'instant, la SCTLD n'a pas atteint la Région Indo-Pacifique, mais les eaux de ballast des navires constituent un risque de transmission de la maladie *via* le canal de Panama.

Parmi les 70 espèces de coraux Scléactiniaires reconnues dans la région caraïbe (Cairn, 1999), 24 espèces ont été signalées comme pouvant être affectées par la SCTLD (NOAA, 2018). Les maladies coralliennes, préalablement connues, affectaient une ou un petit nombre d'espèces de coraux. La SCTLD, pour la première fois, touche simultanément un large éventail d'espèces de coraux, mettant ainsi en péril la structure même des peuplements coralliens et leur pérennité.

Le but du présent travail est d'évaluer l'impact de la SCTLD sur les peuplements coralliens de la Guadeloupe.

III - MATÉRIEL ET MÉTHODES

• Sites d'étude

Dans le cadre du suivi à long terme de l'évolution des récifs coralliens (GCRMN⁴) quatre sites en Guadeloupe respectivement situés au niveau des îlets Pigeon, de la pente externe de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin, dans la Passe-à-Colas et au large de Port-Louis ont fait l'objet d'études régulières depuis le début des années 2000. Sur chacun de ces sites, des transects fixes ont été installés à demeure sur les fonds permettant de dénombrer et de mesurer les coraux présents, ainsi que d'estimer leur état de santé de façon reproductible d'une année sur l'autre.

Le présent travail a tout d'abord porté sur l'étude de ces sites qui a été renouvelée en octobre 2019, et également en janvier 2020, avant l'apparition de la SCTLD. Ces données constituent opportunément des points de référence situés avant l'apparition de la maladie. En juin 2020, un nouveau bilan de l'état des communautés coralliennes de ces sites a permis de mettre en évidence les premiers impacts de la maladie. Ces études ont été renouvelées en 2022, entre les mois d'août et décembre.

Parallèlement à ces études quantitatives réalisées sur les transects fixes, l'impact de la maladie a été évalué d'une façon semi-quantitative sur les récifs où sont localisés les transects, de façon à étendre l'étude à l'ensemble de la communauté corallienne. Par ailleurs, des relevés d'ordre semi-quantitatif ont également été réalisés sur la façade atlantique de l'île, à l'îlet Gosier et sur la Caye à

⁴ GCRMN : Global Coral Reef Monitoring Network.

Dupont, ainsi que dans la passe à Colas, au niveau de l'îlet Colas. La figure 2 présente la localisation des sites étudiés.

Pour ce qui concerne les communautés ichthyologiques, une étude quantitative des peuplements de poissons inféodés au récif avait été réalisée en septembre et octobre 2019 dans les sites supportant les transects fixes. Afin d'évaluer l'impact éventuel de la mortalité corallienne induite par la SCTLD sur les peuplements ichthyologiques, ces études ont été renouvelées en 2022 sur les sites des îlets Pigeon, de la pente externe de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin, de Port-Louis et de la Passe-à-Colas.

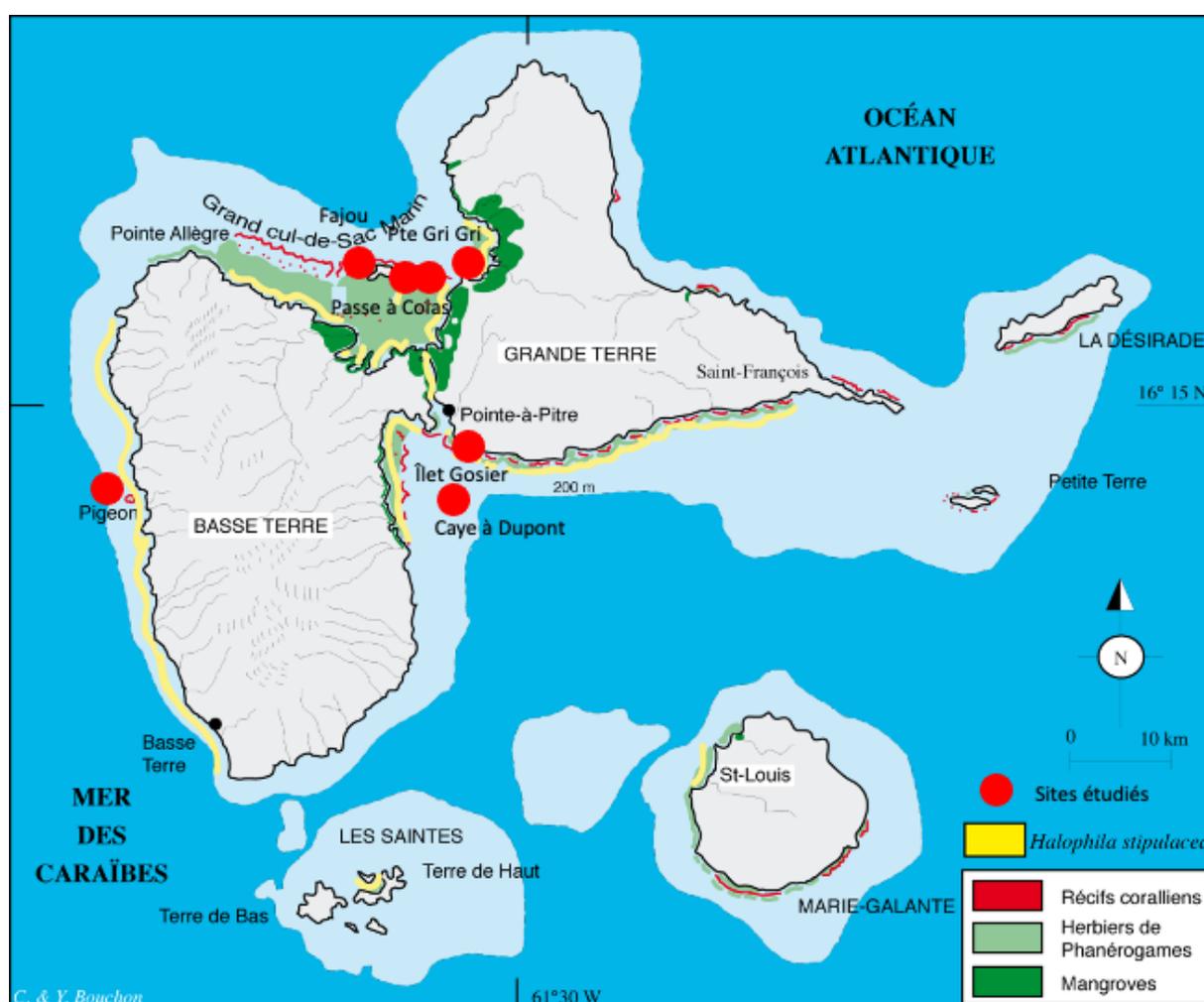


Figure 2 : emplacement des sites étudiés autour de la Guadeloupe.

- Techniques d'étude

L'étude quantitative de l'impact de la SCTLD sur les peuplements coralliens a été réalisée à partir du réseau de transects permanents mis en place dans le cadre du GCRMN.

Chaque colonie corallienne interceptée par les transects est identifiable d'une année sur l'autre. Ainsi, il est possible d'estimer précisément le taux des colonies affectées par la maladie pour chaque espèce de corail, ainsi que de suivre à long terme l'évolution de ces colonies (stabilisation de l'état, régénération des tissus touchés ou mort de la colonie). À l'issue de l'étude, la mort des colonies sur les transects permet d'évaluer la perte en effectifs de coraux ainsi qu'en recouvrement corallien liée au phénomène.

Pour obtenir des informations sur une étendue spatiale plus importante que les transects, des relevés d'ordre semi-quantitatif ont été réalisés. Il s'agit d'établir la liste des espèces de coraux vivant sur le site et, pour chacune d'entre elles, d'estimer sur une échelle semi-quantitative de 0 à 5 le taux de colonies affectées par la maladie. Cette échelle est établie de la façon suivante : 0 : pas de signe maladie ; 1 : 1 à 25 % ; 2 : 26 à 50 % ; 3 : 51 à 75 % ; 4 : 76 à 99 % ; 5 : 100 % des colonies de l'espèce considérée sont affectées par la maladie. La médiane de chaque classe est ensuite utilisée pour estimer le pourcentage d'individus malades pour chaque espèce, soit : classe 0 : 0 % ; classe 1 : 13 % ; classe 2 : 38 % ; Classe 3 : 63 % ; Classe 4 : 87,5 % ; classe 5 : 100 %. Cette technique a été appliquée aux zones situées autour des transects fixes, mais afin d'étendre l'étude sur le plan géographique, des relevés semi-quantitatifs ont été également effectués dans la baie du Grand Cul-de-Sac Marin au niveau de l'îlet Colas, ainsi que dans le Petit Cul-de-Sac Marin à l'îlet Gosier et sur la Caye à Dupont.

L'étude de la faune ichtyologique a été réalisée sur les mêmes sites d'étude quantitative que les coraux, c'est-à-dire au niveau des îlets Pigeon, de la pente externe de la barrière du Grand Cul-de-Sac Marin, dans la Passe-à-Colas et au large de Port-Louis. Les relevés ont été effectués selon le protocole suivant : les poissons ont été identifiés et les individus dénombrés le long d'un transect fixe de 150 m de long et 2 m de large (300 m²). La méthode permet de prendre en compte à la fois le nombre, la taille et le groupement des individus. Chaque poisson rencontré est placé dans l'un des groupements suivants : groupe 1 : 1 individu, groupe 2 : 2 individus, groupe 3 : 3 à 5 individus, groupe 4 : 6 à 10, groupe 5 : 11 à 30, groupe 6 : 31 à 50, groupe 7 : 51 à 100, groupe 8 : 100 à 300 individus ; Groupe 9, de 301 à 500 ; Groupe 10, de 501 à 1000. La médiane de chaque groupe est ensuite utilisée pour déterminer le nombre total d'individus dans chaque relevé. De la même façon, l'estimation de la taille des poissons est obtenue en utilisant des classes de taille définies de 5 en 5 cm (classe 1 : individus de taille inférieure à 5 cm ; classe 2 : 5 - 10 cm ; classe 3 : 10 - 15 cm ; classe 4 : 15 - 20 cm) puis de 10 en 10 cm (20 - 30 cm, 30 - 40 cm, 40 - 50 cm). Au-delà de 50 cm, la taille du poisson est estimée directement. Cette technique de relevé permet d'établir la biodiversité de la communauté de poissons, l'abondance relative de différentes espèces, en

effectifs et en biomasse, ainsi que la structure trophique de la communauté. Pour ce faire, les habitudes alimentaires des poissons récifaux de la région Caraïbe sont aujourd’hui bien connues (Randall, 1967 ; Carr et Adams, 1973 ; Brook, 1977 ; Heck et Weinstein, 1989 ; Claro, 1994...). Des données sur ces régimes en provenance de la littérature ont été utilisées pour analyser la structure trophique des communautés ichtyologiques étudiées. Six catégories trophiques principales ont ainsi été définies par Bouchon-Navaro (1997), il s’agit :

- des poissons herbivores qui consomment des algues et (ou) des Phanérogames marines ;
- des omnivores qui ingèrent à la fois des algues et des Invertébrés (plus de 10 % d’algues dans leur régime) ;
- des planctonophages carnivores qui se nourrissent de zooplancton ;
- des poissons carnivores de premier ordre (carnivores 1) qui mangent principalement des Invertébrés benthiques ;
- les carnivores de deuxième ordre (carnivores 2) qui ajoutent des poissons au régime précédent ;
- et enfin, des piscivores qui consomment essentiellement d’autres poissons (plus de 80 % dans leur régime).

Le terme général de “carnivores” inclut les quatre dernières catégories.

IV – RÉSULTATS

• Impact de la SCTL D sur les peuplements coralliens

Le tableau 1 présente les caractéristiques des relevés effectués sur les récifs étudiés, établis de façon quantitative et semi-quantitative, d’octobre 2019 à janvier 2023, ainsi que les résultats globaux concernant le pourcentage d’espèces de coraux touchées par la maladie SCTL D par site et le pourcentage moyen de colonies coralliennes malades parmi les espèces affectées. Le tableau I (en annexe) indique la sensibilité des différentes espèces de coraux vis-à-vis de cette maladie.

L’examen du tableau 1 montre que la maladie SCTL D est apparue en Guadeloupe au cours du premier trimestre de l’année 2020. Cette période a été marquée par une interdiction de naviguer le long des côtes de l’île à cause du COVID-19, ce qui n’a pas facilité le suivi de son installation sur les différents récifs. La maladie est apparue après un épisode de blanchissement des coraux de l’île causé par une augmentation anormale de la température océanique intervenue entre juillet et novembre 2019. Ce phénomène de blanchissement n’a toutefois pas entraîné de mortalité notable des coraux avant l’apparition de la SCTL D (Bouchon *et al.*, 2020). Il est curieux de noter que la première apparition de cette maladie en Floride en 2014 a également suivi un épisode de blanchissement corallien. Toutefois il s’agit

probablement d'une coïncidence dans la mesure où une telle succession n'a plus été signalée lors de l'extension de la maladie dans les autres régions de la Caraïbe.

Parmi les 70 espèces de coraux identifiées dans la Caraïbe (Cairns, 1999), 51 étaient présentes en 2019 sur les récifs faisant l'objet de cette étude (Tab I, annexe). Vingt-sept ont été affectées par la SCTL, soit 52 % des espèces. Si l'on considère les résultats obtenus, de façon semi-quantitative, portant sur une large surface de chaque récif étudié, le pourcentage des espèces affectées par la SCTL varie entre 6 et 50 %. Au sein des espèces touchées, le pourcentage de colonies malades fluctue de 13 à 43 %. Toutefois, cette valeur supérieure est sous-estimée car elle ne tient pas compte des espèces ayant finalement été éradiquées des récifs, donc absentes des relevés, dont le taux d'infestation atteint 100 % des individus. Pour ce qui concerne les résultats des études quantitatives, le pourcentage des espèces affectées par la maladie varie entre 8 et 38 % sur les transects. Ces résultats sont concordants avec ceux obtenus pour l'ensemble du récif. Un test U de Mann et Whitney ne montre pas de différence statistiquement significative entre les données obtenues par les deux méthodes ($U = 18$; $p = 0,27$). Sur les transects, le taux moyen d'infestation des colonies résulte de la mesure de la surface de tissu nécrosé par la SCTL sur les colonies atteintes et n'est donc pas directement comparable avec les résultats d'ordre semi-quantitatif qui porte sur l'estimation du nombre de colonies touchées au sein d'une espèce infestée. Il fluctue entre 36 et 72 % de la surface tissulaire des colonies malades. Ce paramètre souffre également d'une sous-estimation dans la mesure où les coraux déjà tués par la SCTL ne sont pas pris en compte (il devrait être affecté par 100 % de tissus nécrosés).

Tableau 1 : caractéristiques des sites étudiés et descripteurs caractérisant l'impact de la SCTLD par le pourcentage des espèces infectées présentes sur le récif et par le taux moyen du nombre de colonies affectées parmi les espèces touchées. Les classes d'« état de santé » des récifs ont été définies par Bouchon *et al.*, 2004. (Pente externe GCSM : pente externe de la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin).

Site	Période	Latitude N	Longitude W	Profondeur	Température	État de santé du récif	Type d'étude	Espèces malades (%)	Taux d'infestation moyen (%)
Îlet Pigeon	Octobre 2019	16°10,006'	61° 47,482'	9 à 13 m	29,6°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Îlet Pigeon	Octobre 2019	16°10,006'	61° 47,482'	10-15 m	29,6°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Îlet Pigeon	Janvier 2020	16°10,006'	61° 47,482'	9 à 13 m	27,2°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Îlet Pigeon	Janvier 2020	16°10,006'	61° 47,482'	10-15 m	27,2°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Îlet Pigeon	Juin 2020	16°10,006'	61° 47,482'	9 à 13 m	28,6°C	Classe 2	Quantitatif	33	72
Îlet Pigeon	Juin 2020	16°10,006'	61° 47,482'	10-15 m	28,6°C	Classe 2	semi-quantitatif	50	38
Îlet Pigeon	Nov 2022- jan 2023	16°10,006'	61° 47,482'	9 à 13 m	28°0	Classe 2	Quantitatif	11	70
Îlet Pigeon	Nov 2022- jan 2023	16°10,006'	61° 47,482'	10 à 13 m	28°0	Classe 2	semi-quantitatif	11	19
Passe-à-Colas	Septembre 2019	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	29,4°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Passe-à-Colas	Septembre 2019	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	29,4°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Passe à Colas	Février 2020	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	27,1°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Passe à Colas	Février 2020	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	27,1°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Passe-à-Colas	Juin 2020	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	28,7°C	Classe 2	Quantitatif	36	36
Passe-à-Colas	Juin 2020	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	28,7°C	Classe 3	semi-quantitatif	38	36
Passe-à-Colas	Octobre 2022	16°21,580'	61°34,430'	10-12 m	28,9°C	Classe 3	Quantitatif	1	40
Passe-à-Colas	Octobre 2022	16°21,580'	61°34,430'	6-15 m	28,9°C	Classe 3	semi-quantitatif	37	23
Port-Louis	Septembre 2019	16°23,881'	61°31,998'	10-11 m	29,3°C	Classe 3	Quantitatif	0	0
Port-Louis	Septembre 2019	16°23,881'	61°31,998'	10-11 m	29,3°C	Classe 3	semi-quantitatif	0	0
Port-Louis	Février 2020	16°23,881'	61°31,998'	10-12 m	26,8°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Port-Louis	Février 2020	16°23,881'	61°31,998'	10-12 m	26,8°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Port-Louis	Juin 2020	16°23,881'	61°31,998'	10-12 m	28,8°C	Classe 2	Quantitatif	11	50
Port-Louis	Juin 2020	16°23,881'	61°31,998'	11-12 m	28,8°C	Classe 2	semi-quantitatif	6	12,5
Port-Louis	Août-septembre 2022	16°23,881'	61°31,998'	12-12 m	29,2°C	Classe 3	Quantitatif	38	46
Port-Louis	Août-septembre 2022	16°23,881'	61°31,998'	13-12 m	29,2°C	Classe 3	semi-quantitatif	26	36
Pente externe GCSM	Septembre 2019	16°21,651'	61°34,787'	10-12 m	29,9°C	Classe 2	Quantitatif	0	0
Pente externe GCSM	Septembre 2019	16°21,651'	61°34,787'	10-12 m	29,9°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Pente externe GCSM	Mars 2020	16°21,65'	61°35,787'	10-12 m	27,1°C	classe 3	Quantitatif	17	37
Pente externe GCSM	Mars 2020	16°21,65'	61°35,787'	10-12 m	27,1°C	classe 3	semi-quantitatif	36	43
Pente externe GCSM	Décembre 2022	16°21,651'	61°34,787'	10-12 m	28,0°C	Classe 2	Quantitatif	8	60
Pente externe GCSM	Décembre 2022	16°21,651'	61°34,787'	11-12 m	28,0°C	Classe 3	semi-quantitatif	10	38
Caye-à-Dupont	Novembre 2019	16°09,543'	61°32,945'	6-8 m	28,6°C	Classe 3	semi-quantitatif	0	0
Caye-à-Dupont	Février 2020	16°09,472'	61°32,982'	6-8 m	27,2°C	Classe 3	semi-quantitatif	0	0
Caye-à-Dupont	Juin 2020	16°09,552'	61°32,909'	6-8 m	28,8°C	Classe 3	semi-quantitatif	7	12,5
Caye-à-Dupont	Janvier 2023	16°09,517'	61°32,921'	6-8 m	27,1°C	Classe 3	semi-quantitatif	8	12,5
Îlet Gosier	Novembre 2019	16°12,135'	61°29,371'	1-5 m	28,6°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Îlet Gosier	Juin 2020	16°12,120'	61°29,359'	1-5 m	28,4°C	Classe 2	semi-quantitatif	29	12,5
Îlet Gosier	Janvier 2023	16°12,120'	61°29,359'	1-5 m	26,5	Classe 3	semi-quantitatif	21,4	19,3
Îlet Colas	Septembre 2019	16°20,965'	61°34,046'	3-20 m	29,5°C	Classe 2	semi-quantitatif	0	0
Îlet Colas	Octobre 2020	16°20,965'	61°34,046'	2-15 m	28,4°C	Classe 2	semi-quantitatif	8	12,5
Îlet Colas	Août 2022	16°20,756'	61°34,513'	2-15 m	28,8°C	Classe 3	semi-quantitatif	35	40

Pour avoir une estimation quantitative des pertes coralliennes sur les récifs, il convient d'examiner le tableau 2 qui présente l'évolution des taux de recouvrement corallien entre 2019 et 2022 au niveau des transects fixes des récifs faisant l'objet d'un suivi temporel. La perte en couverture corallienne provoquée par la mort de colonies varie entre 10 et 39 % selon les sites entre janvier 2020 (avant l'apparition de la maladie) et fin 2022.

Ces pertes générales en recouvrement sont dues à la raréfaction, voire la disparition, d'espèces de coraux infectées par la maladie. Toutes les espèces n'ont pas réagi de façon homogène à l'infestation. Le tableau I (en annexe) traduit ce phénomène.

Tableau 2 : Évolution du taux de recouvrement corallien entre septembre 2019 et août 2022, sur les transects de l'îlet Pigeon, de la Passe-à-Colas, de la pente externe récifale de la Barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin (PE GCSM) et de Port-Louis.

Période	Îlet Pigeon	Passe-à-Colas	PE GCSM	Port-Louis
Octobre 2019	17,0%	12,5%	17,5%	21,1%
Janvier 2020	20,5%	13,6%	18,9%	17,0%
Juin 2020	17,9%	13,5%	20,2%	18,0%
Août-décembre 2022	12,5%	9,5%	17,1%	12,5%
Taux de diminution	39,0%	30,1%	9,5%	26,5%

L'examen de ce tableau montre que sept espèces de coraux avaient disparu des récifs étudiés fin 2022. Il s'agit de : *Meandrina Jacksoni*, *M. meandrites*, *M. danae*, *Dichocoenia stokesi*, *Dendrogyra cylindrus*, *Eusmilia fastigiata* et *Isophyllia rigida*. Malgré des recherches sur d'autres sites récifaux de la Guadeloupe, nous n'avons pu retrouver ces espèces. Dix autres espèces ont été considérées comme « quasi-disparues » car elles n'ont plus été observées que par un, voire deux individus, sur l'ensemble des récifs étudiés entre juin 2022 et janvier 2023. Il s'agit de : *Stephanocoenia intercepta*, *Agaricia fragilis*, *A. lamarcki*, *Helioseris cuculata*, *Diploria labyrinthiformis*, *Pseudodiploria clivosa*, *Mussa angulosa*, *Scolymia lacera*, *S. Wellsi* et *Isophyllia sinuosa*. Dix autres espèces ont vu leur abondance régresser de façon drastique sur les récifs. Il s'agit de : *Agaricia agaricites*, *Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Montastrea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *O. franksi*, *Mycetophyllia aliciae* et *M. lamarckiana*. Parmi ces 27 espèces disparues ou en forte régression se trouvent des coraux structurant des communautés benthiques des récifs caraïbes (*Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa*, *Diploria labyrinthiformis*, *Colpophyllia natans*, *Montastrea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *O. franksi*, *Mussa angulosa*).

Certaines espèces se sont révélées être insensibles à la SCTL (Tab. I, annexe). Elles comprennent le groupe des Hydrocoralliaires (*Millepora* et *Stylaster*). Les espèces de ce groupe taxinomique, bien que considérées comme participant à la bioconstruction des récifs, ne sont pas des coraux *stricto sensu*, ces derniers formant l'Ordre des Scléactiniaires. Parmi ceux-ci, les genres *Acropora* (3 espèces) et *Porites* (6 espèces) ne sont pas affectés par la SCTL, alors que par le passé ils se sont révélés être sensibles à d'autres maladies coralliennes.

Considérant cette atteinte drastique des peuplements coralliens adultes, il convient de s'intéresser au recrutement larvaire sur les récifs étudiés. Le tableau 3 présente l'évolution du recrutement corallien, en nombre d'espèces et en abondance de coraux juvéniles, le long des transects permanents suivis de façon temporelle.

Tableau 3 : recrutement corallien en nombre d'espèces présentant des recrues et en nombre de recrues (nombres rapportés à une surface de 60 m²) (PE barrière GCSM : pente externe de la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac Marin).

Période	Pigeon		Passe-à-Colas		Port-Louis		PE barrière GCSM	
	Nb. Espèces	Nb. recrues	Nb. Espèces	Nb. recrues	Nb. Espèces	Nb. recrues	Nb. Espèces	Nb. recrues
Octobre 2019	9	40	9	39	10	79	10	48
Janvier 2020	5	30	8	44	8	53	7	23
Juin 2020	6	33	7	33	9	45	—	—
Août - décembre 2022	7	37	8	36	8	54	9	32

Entre 2019 et 2022, vingt et une espèces de coraux ont fait l'objet d'un recrutement de juvéniles sur les sites étudiés : 20 espèces avant l'apparition de la maladie et 16 après. Ont disparu du recrutement : *Favia fragum*, *Siderastrea radians*, *Orbicella franksi*, *Colpophyllia natans* et *Dichocoenia stokesi*. Un test U de Mann et Whitney a été réalisé pour comparer l'importance en effectifs du recrutement avant l'apparition de la SCTL (octobre 2019, janvier 2020) et après (juin 2020, août-décembre 2022). Ce test n'a pas permis de mettre en évidence une différence statistiquement significative ($U=187$; $p= 0,411$) traduisant une influence de la SCTL sur l'abondance du recrutement corallien.

En complément, des recherches d'ordre qualitatif portant spécifiquement sur les juvéniles des sept espèces ayant disparues ont été faites sur l'ensemble des récifs étudiés. Aucun juvénile les concernant n'a pu être observé.

• Impact de la SCTL sur les communautés de poissons associées aux récifs

Pour ce qui concerne les peuplements de poissons, les données récoltées en 2022 ont été comparées à celles obtenues en 2019, avant l'apparition de la maladie corallienne. Les principaux résultats quantitatifs sont résumés dans le tableau 4 et les données concernant les abondances relatives en effectifs et en biomasse des poissons dans les quatre sites étudiés font l'objet des tableaux II (îlet Pigeon), III (Passe-à-Colas), IV (Port-Louis) et V (pente externe du GCSM) en annexe.

Tableau 4 : Principaux résultats quantitatifs caractérisant les peuplements ichthyologiques des sites étudiés en 2019 et 2022.

		Ilet Pigeon	Passe à Colas	GCSM	Port-Louis
Richesse spécifique (N.300m ⁻²)	2019	42	34	47	35
	2022	42	40	39	38
Effectifs (N.300m ⁻²)	2019	1147	675	911	1124
	2022	813	765	488	1302
Biomasse (kg.ha ⁻¹)	2019	1128,4	645,7	1042,1	731,2
	2022	957,9	593,1	730,5	759,9
Nombre d'espèces ayant des juvéniles (N.300m ⁻²)	2019	9	12	14	14
	2022	11	16	12	16
Effectifs de juvéniles (N.300m ⁻²)	2019	803	240	517	540
	2022	466	476	150	455

L'examen du tableau 4 montre que la richesse spécifique globale (ramenée à 300 m⁻²) est restée inchangée en 2019 et 2022 aux îlets Pigeon (42 espèces) et à Port-Louis (35 *versus* 38 espèces). En revanche, on observe en 2022 une légère augmentation du nombre d'espèces dans la passe à Colas (34 *versus* 40 espèces) ainsi qu'une diminution dans le Grand Cul-de-Sac Marin (47 *versus* 39 espèces).

En considérant les effectifs globaux, les valeurs restent similaires pour la Passe-à-Colas (675 *versus* 765 individus.300 m⁻²) et à Port Louis (1124 *versus* 1302 individus.300 m⁻²). Au contraire, les effectifs globaux ont diminué aux îlets Pigeon (1147 *versus* 813 individus.300 m⁻²) et dans le Grand Cul-de-Sac Marin (911 *versus* 488 individus.300 m⁻²).

Concernant la biomasse totale en poissons, on constate également que les résultats sont équivalents pour la Passe-à-Colas (646 *versus* 593 kg.ha⁻¹) et à Port Louis (731 *versus* 760 kg.ha⁻¹) mais que, comme pour les effectifs, la biomasse en poissons est plus faible aux îlets Pigeon (1128 *versus* 958 kg.ha⁻¹) et dans le Grand Cul-de-Sac Marin (1042 *versus* 730 kg.ha⁻¹) en 2022 qu'en 2019.

Pour ce qui concerne les poissons juvéniles (taille < 5 cm) qui représentent le recrutement dans la communauté ichthyologique, le nombre d'espèces de poissons possédant des recrues fluctue peu d'une période à l'autre. Globalement, il n'apparaît pas de diminution notable des effectifs de juvéniles, d'une façon générale, après l'installation de la SCTL D.

Une autre question posée était : y a-t-il une différence dans la structure des peuplements ichthyologiques entre 2019 et 2022, c'est-à-dire avant et après l'apparition de la maladie corallienne ? Pour ce faire, l'ordre de dominance des espèces de poissons dans les peuplements a été testé par le calcul du coefficient de corrélation de rangs de Spearman. Les tests ont révélé qu'il existait une corrélation statistiquement significative entre les structures

des peuplements entre 2019 et 2022 pour ce qui concerne les données en effectifs et en biomasse de poissons (tableau 5). Ainsi, la structure des peuplements de poissons n'a pas été modifiée par l'apparition de la SCTLD. Pour ce qui concerne l'abondance des poissons, un test U de Mann et Whitney a montré qu'il n'y avait pas de différence statistiquement significative entre les deux périodes concernant les effectifs et les biomasses totales, ce qui confirme l'observation des résultats du tableau 4.

Tableau 5 : Résultats des tests de comparaison entre les données en effectifs et en biomasse de poissons de 2019 et 2022.

		Tests de Spearman		Test U de Mann-Whitney	
		Rs	p-values	U	p-values
Ilet Pigeon	Effectifs	0,544	< 0,0001	-0,026	0,98
	Biomasse	0,384	0,005	0,717	0,473
Passe à Colas	Effectifs	0,583	< 0,0001	-0,628	0,53
	Biomasse	0,38	0,01	-0,29	0,772
Port-Louis	Effectifs	0,774	< 0,0001	-0,612	0,541
	Biomasse	0,843	< 0,0001	-0,921	0,357
Pente externe GCSM	Effectifs	0,547	< 0,0001	1,12	0,263
	Biomasse	0,282	0,038	1,268	0,205

Pour les quatre sites étudiés, il n'y a pas eu de changements significatifs dans la composition des peuplements de poissons (en richesse spécifique, effectifs et biomasse), malgré le fait que les effectifs et les biomasses de poissons (espèces mobiles par excellence) peuvent être très fluctuants d'une année à l'autre (Bouchon-Navaro, 1997).

La question ensuite posée concernait l'existence d'un impact éventuel de la régression des coraux dû à la SCTLD sur la structure trophique des peuplements de poissons entre 2019 et 2022, au niveau des quatre sites étudiés. Les résultats concernant la proportion des différentes catégories trophiques dans les peuplements de poissons sont donnés dans le tableau 6 et leur représentation graphique au niveau de la figure 3. Les données utilisées sont les biomasses qui représentent le mieux les rendements énergétiques dans les chaînes trophiques. Un changement éventuel dans l'ordre des catégories trophiques a été recherché à l'aide du calcul du coefficient de corrélation de rangs de Spearman. Les tests ont révélé qu'il n'y a pas eu de changement statistiquement significatif de la structure trophique pour les quatre sites étudiés avant et après l'apparition de la SCTLD.

Tableau 6 : Abondance relative en nombre d'espèces, en effectifs et en biomasse des 6 catégories trophiques dans les 4 sites étudiés en 2019 et 2022.

			Herbivores	Omnivores	Planctonophages	Carnivores 1	Carnivores 2	Piscivores
Ilet Pigeon	Nombre d'espèces	2019	16,67	11,90	9,52	45,24	9,52	7,14
		2022	19,05	9,52	9,52	42,86	9,52	9,52
	Effectifs	2019	4,09	35,85	42,98	15,10	1,62	0,35
		2022	9,35	37,76	19,31	30,87	1,72	0,98
	Biomasse	2019	29,28	15,82	8,97	28,25	13,23	4,45
		2022	37,16	8,74	8,30	32,42	5,96	7,42
Passe à Colas	Nombre d'espèces	2019	17,65	23,53	11,76	35,29	8,82	2,94
		2022	15,00	17,50	12,50	30,00	12,50	12,50
	Effectifs	2019	36,30	8,89	36,59	17,04	0,59	0,59
		2022	25,75	9,93	40,92	20,00	1,83	1,57
	Biomasse	2019	49,32	7,58	21,43	13,23	5,11	3,34
		2022	39,99	5,72	21,09	4,30	11,53	17,37
Port-Louis	Nombre d'espèces	2019	14,29	17,14	14,29	28,57	17,14	8,57
		2022	15,79	15,79	13,16	28,95	13,16	13,16
	Effectifs	2019	19,13	4,80	67,44	4,89	1,60	2,14
		2022	20,66	7,07	62,21	7,99	1,54	0,54
	Biomasse	2019	22,99	7,85	46,67	4,15	7,47	10,87
		2022	19,82	5,23	53,23	4,25	10,30	7,16
GCSM	Nombre d'espèces	2019	21,28	12,77	12,77	29,79	14,89	8,51
		2022	20,51	17,95	7,69	28,21	12,82	12,82
	Effectifs	2019	26,89	6,92	36,99	25,25	2,09	1,87
		2022	34,43	10,86	28,69	20,70	1,64	3,69
	Biomasse	2019	53,80	9,43	6,84	6,73	19,73	3,47
		2022	56,24	2,98	9,72	10,92	5,87	14,27

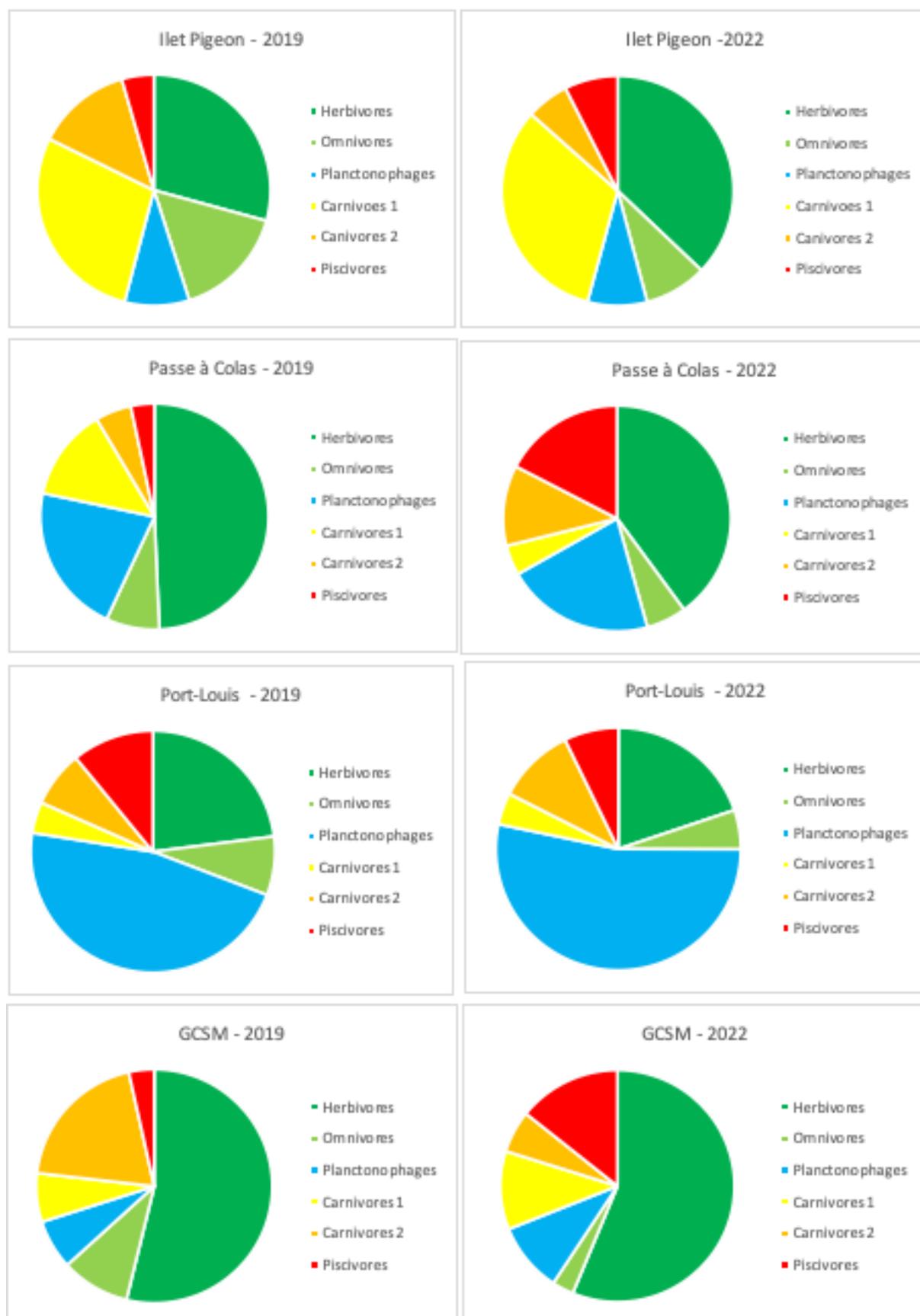


Figure 3 : Importance relative en biomasse des catégories trophiques dans les 4 sites étudiés en 2019 et 2022.

V - DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Parmi les 51 espèces de coraux présentes sur les récifs étudiés à l'occasion de cette étude, 27 ont été infestées par la SCTLD. Sept espèces ont disparu et 20 sont en forte régression. Parmi celles-ci se trouvent des coraux structurant des communautés benthiques des récifs caraïbes (*Siderastrea siderea*, *Pseudodiploria strigosa*, *Diploria labyrinthiformis*, *Colpophyllia natans*, *Montastrea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *O. franksi*, *Mussa angulosa*). La disparition de ces coraux que l'on peut considérer, pour la plupart d'entre eux, comme des espèces « clé de voûte » du récif, est susceptible d'inférer sur la capacité bioconstructrice de celui-ci, ainsi qu'à long terme sur la capacité d'accueil de l'écosystème récifal pour les espèces qui lui sont inféodées.

Selon les récifs étudiés, le taux de couverture corallienne a subi une perte fluctuant entre 10 et 39 %. Il s'agit de la crise de régression du recouvrement corallien sur les récifs de la Guadeloupe la plus importante depuis l'épisode de blanchissement corallien intervenu en 2005 où la régression de la couverture corallienne avait fluctué entre 39 et 50 pour les mêmes récifs que ceux pris en compte dans la présente étude (Bouchon *et al.*, 2008 a,b ; Eakin *et al.*, 2010). Afin de mettre en évidence une influence de l'état initial de santé des récifs coralliens sur la virulence de la maladie qui pourrait expliquer ces variations, un test U de Mann et Withney a été effectué sur le pourcentage d'espèces touchées, ainsi que le taux de colonies affectées et l'état de santé du récif évalué selon l'échelle établie par Bouchon *et al.* (2004) (Tab. 1). Le test n'a pas permis de mettre en évidence une influence de l'état de santé des récifs étudiés (classe 2 : « bon état » ; classe 3 : « mauvais état ») sur les taux d'infestation des coraux, que ce soit pour le pourcentage d'espèces affectées (U = 52 ; p = 0,64) ou le taux de colonies touchées (U = 65 ; p = 0,73). Les données actuellement disponibles confortent l'hypothèse que le (ou les) agents potentiellement responsables de la maladie ont une origine marine et ne sont pas liés à une pollution (Aeby *et al.*, 2019 ; Meyer *et al.*, 2019 ; Dobbelaere *et al.*, 2020 ; Rosales *et al.*, 2020 ; Ushijima *et al.*, 2020). Par ailleurs, aucune variation saisonnière n'a été mise en évidence pour ce qui concerne la propagation de la SCTLD ou sa virulence (Alvarez-Filip *et al.*, 2019 ; Muller *et al.*, 2020).

Les coraux appartenant aux genres *Porites* et *Acropora* se sont révélés être insensibles à la SCTLD. D'un côté, l'espèce *Porites astreoides* est en train de devenir dominante sur les récifs caraïbes (Green *et al.*, 2008 ; Javier Gonzales Barrios *et al.*, 2018) et présente une résilience remarquable aux contraintes environnementales, peut-être liée à des particularités métaboliques (Claquin *et al.*, 2021). Les *Porites* sont, en général, peu affectés par des maladies coralliennes (« *white plague* ») (Pinzon *et al.*, 2014 ; Fuess *et al.*, 2017). Au contraire, les acropores sont des espèces fragiles. Tout particulièrement, ils ont été dévastés par la maladie de la « bande blanche » (*White Band Disease*) dans l'ensemble de la région Caraïbe au début des années 80 ; ce qui les a conduits sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN en tant que « *critically endangered* ». Depuis, d'autres maladies les ont affectés comme la « *white*

pox », la « *caribbean ciliate infection* » et, plus récemment, la « *rapid tissue loss* » décrite par Williams et Miller (2005) qui affecte actuellement les acropores de Guadeloupe.

Les dernières observations réalisées en janvier 2023 sur les récifs de la Guadeloupe ont montré que la SCTLC était toujours latente. Le nombre de colonies coralliennes touchées apparaît plus faible que les années précédentes. Cela provient certainement du fait que beaucoup de colonies appartenant aux espèces sensibles sont mortes et que les coraux susceptibles d'être infectés sont devenus plus rares. Mais on peut également espérer que des coraux restants présentent une résistance à la maladie. La persistance de cette épizootie après plusieurs années est avérée sur l'ensemble des récifs infestés dans la région caraïbe (Muller *et al.*, 2020).

Le recrutement corallien, destiné à compenser la mortalité des populations naturelles, n'a pas diminué au cours de la maladie. Toutefois aucun juvénile appartenant aux sept espèces disparues n'a été observé à la fin de l'année 2022. Toutes les larves de coraux ayant une phase planctonique plus ou moins longue, une étude approfondie sur le recrutement corallien serait utile afin d'évaluer les possibilités de régénération des populations de coraux de Guadeloupe à partir de larves issues de régions voisines.

Peut-on lutter contre l'impact de la SCTLD ? Plusieurs stratégies ont été proposées :

- le prélèvement des colonies touchées ou l'ablation des zones infectées. L'extension de la maladie à l'ensemble des récifs, le nombre de colonies touchées et la rapidité de sa propagation rend cette solution illusoire ;
- le traitement des colonies infectées par l'application d'antibiotiques à large spectre comme l'amoxicilline, a été testée et son utilisation sur le terrain promue (Aeby *et al.*, 2019; Neely *et al.*, 2020 ; Shilling *et al.*, 2021). Les critiques précédentes s'appliquent à la possibilité de mettre en œuvre ces techniques sur les récifs. De plus, on ne sait pas dans quelle mesure une résistance de la maladie vis-à-vis de ces antibiotiques pourrait être induite. Enfin, l'impact éventuel d'antibiotiques utilisés à fortes doses sur le microbiote des coraux, ainsi que sur celui des autres animaux récifaux constitue un réel problème ;
- une autre possibilité de lutte passe par la constitution de réservoir d'espèces de coraux menacées, *in situ* ou bien en bassins, qui constituerait des stocks servant à la restauration corallienne. Dans ces réserves seraient privilégiés les génomes présentant une résilience maximale vis-à-vis de maladies et des stress environnementaux liés au changement climatique global (Zoccola *et al.*, 2020).

L'infestation des récifs par la maladie corallienne SCTLD ne semble pas avoir affecté la communauté ichthyologique récifale, que ce soit dans sa composition en effectifs, en biomasse ou bien dans sa structure trophique. De même, il semble que le recrutement larvaire en poisson n'a pas été impacté.

D'une manière générale il est considéré que la dégradation des récifs coralliens a un impact négatif sur la biodiversité et la structure quantitative des communautés de poissons (Pratchett *et al.*, 2012 ; Komyakova *et al.*, 2013 ...).

Toutefois, sur les récifs de la région caraïbe, contrairement à ceux de l'Indo-Pacifique, peu de poissons sont directement corallivores. Ce qui leur importe essentiellement, c'est la structure tridimensionnelle du récif créée par les coraux et les nombreuses anfractuosités de toutes tailles qui leur servent d'abri, ainsi qu'aux autres organismes récifaux qui constituent leur nourriture (Wilson *et al.*, 2006 ; Feary *et al.*, 2007 ; Agudo-Adriani *et al.*, 2019).

Dans la mesure où la complexité de l'architecture des récifs n'a pas encore été affectée par la mortalité corallienne induite par la SCTL, l'impact sur les peuplements de poissons est encore indétectable. Celui-ci interviendra à long terme, lorsque la bioconstruction corallienne cessera de compenser l'érosion constante du récif sous l'action de la houle et des organismes bioérodeurs. L'architecture tridimensionnelle du récif s'aplatira et les anfractuosités tendront à disparaître ; ce phénomène altérant alors de façon drastique ses services écosystémiques.

Par exemple, si l'on compare les données quantitatives actuelles concernant l'abondance des poissons récifaux avec des données publiées antérieurement (Bouchon *et al.*, 2008 ; Bouchon-Navaro, 1997), on observe l'existence d'une tendance décroissante à long terme de la biomasse moyenne en poissons au niveau des îlets Pigeon (1997 : 1893 kg.ha⁻¹ ; 2008 : 1267 kg.ha⁻¹ et en 2022 : 958 kg.ha⁻¹). Il en est de même pour le site de la Passe-à-Colas (2008 : 1062 kg.ha⁻¹ ; 2022 : 593 kg.ha⁻¹). Les communautés de poissons côtières de Guadeloupe subissent bien une régression à long terme associée à la dégradation des habitats récifaux due à des agressions qui se sont succédé depuis le début des années 80 et ont agi en synergie (maladies coralliennes, changement climatique global, pollutions diverses et permanentes...).

La SCTL est un phénomène d'origine apparemment naturel qui vient se rajouter aux agressions multiples que subissent actuellement les coraux des récifs antillais. S'il apparaît difficile d'intervenir directement au niveau de cette maladie, il est toutefois possible de lutter contre les pollutions afin de rétablir une bonne qualité des eaux côtières. En effet, leur mauvais état est actuellement le principal facteur de dégradation des communautés coralliennes dans les Antilles françaises.

VII – Remerciements

Le Parc National de la Guadeloupe a commandité et financé cette étude. Les auteurs remercient le personnel du Parc pour son aide sur le terrain et tout particulièrement Mme Simone Mège et M. Didier Baltide pour leur assistance dévouée.

VIII - Références bibliographiques

- Aeby, G. S., Ushijima, B., Campbell, J. E., Jones, S., Williams, G. J., Meyer, J. L., Häse C., Paul V.J., 2019. Pathogenesis of a tissue loss disease affecting multiple species of corals along the Florida Reef Tract. *Front. Mar. Sci.* 6: 678. doi: 10.3389/fmars.2019.00678.
- Agudo-Adriani E.A., Cappelletto J., Cavada-Blanco, Croquer A., 2019. Structural complexity and benthic cover explain reef-scale variability of fish assemblages in Los Roques National Park, Venezuela. *Frontiers in Marine Science*, 2019 (6) :1-11.
- Alvarez-Filip L., Estrada-Saldívar N., Pérez-Cervantes E., Molina-Hernández A., González-Barrios F.J., 2019. A rapid spread of the stony coral tissue loss disease outbreak in the Mexican Caribbean. *Peer J.*, 7: doi.org/10.7717/peerj.8069.
- Antonius A., 1973. New observations on coral destruction in reefs. *Tenth Meeting of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean, University of Puerto Rico (Mayaguez)*, 10:3.
- Antonius, A., 1977. Coral mortality in reefs: a problem for science and management. *Proc. 3 Int. Coral Reef Symp.* 2:618-623.
- Antonius, A., 1981. Coral reef pathology: a review. *Proc. 4th Int Coral Reef Symp.* 2:3-6.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Louis M. 2004. Critères d'évaluation de la dégradation des communautés coralliennes dans la Caraïbe. *Revue d'Écologie (terre et vie)*, 59 : 113-121.
- Bouchon C., Portillo P., Louis M., Mazeas F., Bouchon-Navaro Y. 2008. Évolution récente des récifs coralliens des îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 63 : 45-65.
- Bouchon C., Portillo P., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Hoetjes P., Brathwaite A., Roach R., Oxenford H., O'farrell S., Day O. ,2008. Status of coral reefs of the Lesser Antilles after the 2005 coral bleaching event. Pp 85-103. *In: Wilkinson C., Souter D., (eds). Status of Caribbean Coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, 152 pp.*
- Bouchon C., Trouillefou M., Lemoine S., Guillaume M., Bruggemann H., Japaud A., Dromard C., Cordonnier S., Bouchon-Navaro Y. 2014. Regeneration capacity of artificial lesions on the coral *Porites astreoides* (Guadeloupe island). 67th Gulf and Caribbean Fisheries institute Congress, 3-7 novembre 2014, Bridgetown, La Barbade.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Mazeas F., Maréchal J-P., Portillo P., Trégarot E., 2014. French Antilles. Pp 233-237. *In: Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Jackson J.B.C., Donovan M.K., Cramer K.L., Lam V. (eds). IUCN publications, 243 pp.*
- Bouchon C., Batailler C. Bouchon-Navaro Y., Garnier R., Mazeas F., Portillo P., Kerninon F., Windstein M., 2016. La Guadeloupe. Pp 66-77. *In : État des récifs coralliens et des écosystèmes associés des outre-mer français en 2015. IFRECOR ed., 168 pp.*

- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., 2017. Maladies et agressions affectant les coraux, gorgones et éponges des Antilles : impacts sur les communautés récifales. Rapport Université des Antilles et Agence française pour la Biodiversité : 72pp.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., de Lavigne S., Cordonnier S., 2020. Étude du phénomène de blanchissement des coraux en Guadeloupe en 2019 et 2020. Rapport Caraïbe Aqua Conseil Écorécif Environnement : 20 pp.
- Bouchon-Navaro Y., 1997. Les peuplements ichthyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane, 244 pp.
- Brook I.M., 1977. Trophic relationships in a seagrass community (*Thalassia testudinum*) in Card Sound, Florida. Fish diets in relation to macrobenthic and cryptic faunal abundance. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 106 (3): 219-229.
- Cairns S.D., 1999. Species richness of recent Scleractinia. *Atoll Res. Bul.*, 459: 1-46.
- Carr W.E.S., Adams C.A., 1973. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 3 : 511-540.
- Claquin P., Rene-Trouillefou M., Lopez P.J., Japaud A., Bouchon-Navaro Y., Cordonnier S., Bouchon C., 2021. Singular physiological behavior of the scleractinian coral *Porites astreoides* in the dark phase. *Coral Reefs*, 40 (1): 139 – 150.
- Claro R. (ed.), 1994. Ecología de los peces marinos de Cuba. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexique, 525 pp.
- Dahlgren C., Pizarro V., Sherman K., Greene W., Oliver J., 2021. Spatial and temporal patterns of stony coral tissue loss disease outbreaks in the Bahamas. *Front. Mar. Sci.*, 8: 682114. doi: 10.3389/fmars.2021.682114
- Dobbelaere T., Muller E.M., Gramer L.J., Holstein D.M., Hanert E., 2020. Coupled epidemiological-hydrodynamic modeling to understand the spread of a deadly coral disease in Florida., 7: 1-16. doi: 10.3389/fmars.2020.59188.
- Eakin C.M., Morgan J.A., Heron S.F., Smith T.B., Liu G., Alvarez-Filip L., Baca B., Bartels E., Bastidas C., Bouchon C., Brandt M., Bruckner A.W. et 55 collaborateurs, 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *PLOS one*, 15 novembre 2010.
- Evans J.E., Paul V.J., Kellog C.A., 2022. Biofilms as potential reservoirs of stony coral tissue loss disease. *Front. Mar. Sci.*, 9 : doi.org/10.3389/fmars.2022.1009407.
- Feary D.A., Almany G.R., McCormick M.I., Jones G.P., 2007. Habitat choice, recruitment and the response of coral reef fishes to coral degradation. *Oecologia*. doi.org/10.1007/s00442-007-0773-4.
- Fuess L.E., Pinzon J.H., Weil E., Grinshpon R.D., Mydlarz L.D., 2017. Life or death: disease-tolerant coral species activate autophagy following immune challenge. *Proc. Royal. Soc. B*, 284: 20170771. doi.org/10.1098/rspb.2017.0771

- Green D.H., Edmunds P.J., Carpenter R.C., 2008. Increasing relative abundance of *Porites astreoides* on Caribbean reefs mediated by an overall decline in coral cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 359:1–10.
- Heck K.L., Weinstein M.P., 1989. Feeding habits of juvenile reef fishes associated with Panamanian seagrass meadows. *Bull. Mar. Sci.*, 45 (3): 629–636.
- Javier Gonzalez-Barrios F., Alvarez-Filip L., 2018. A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecol. Indic.*, 95:877–886.
- Komyakova V., Munday P.L., Jones G.P., 2013. Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS One*, 8(12) : e83178.
- Landsberg, J.H., Kiryu, Y., Peters, E.C., Wilson, P.W., Perry, N., Waters, Y., Maxwell K.E., Huebner L.K., Work T.M., 2020. Stony coral tissue loss disease in Florida is associated with disruption of host–zooxanthellae physiology. *Front. Mar. Sci.*, 7: 1090. doi: 10.3389/fmars.2020.576013.
- Meyer, J.L., Castellanos-Gell, J., Aeby, G.S., Häse, C.C., Ushijima, B., and Paul, V.J., 2019. Microbial community shifts associated with the ongoing stony coral tissue loss disease outbreak on the Florida Reef Tract. *Front. Microbiol.*, 10: 2244.
- Muller, E.M., Sartor, C., Alcaraz, N.I., van Woesik, R., 2020. Spatial epidemiology of the stony-coral-tissue-loss disease in Florida. *Front. Mar. Sci.*, 7: 163. doi: 10.3389/fmars.2020.00163
- Neely, K. L., Macaulay, K.A., Hower, E. K., and Dobler, M.A., 2020. Effectiveness of topical antibiotics in treating corals affected by stony coral tissue loss disease. *Peer J*, 8: 9289. doi: 10.7717/peerj.9289
- NOAA (2018). Stony Coral Tissue Loss Disease Case Definition. Washington, DC: NOAA, Silver Spring, 1–10.
- Noonan, K. R., and Childress, M.J., 2020. Association of butterflyfishes and stony coral tissue loss disease in the Florida Keys. *Coral Reefs*, 39: 1581–1590. doi: 10.1007/s00338-020-01986-8
- Papke, E., Ushijima, B., 2022. Using a surrogate model system to screen for pathogen(s) associated with SCTL. Florida DEP. Miami, FL., 11pp.
- Pinzon C.J., Beach-Letendre J., Weil E., Mydlarz L.D., 2014. Relationship between phylogeny and immunity suggests older Caribbean coral lineages are more resistant to disease. *PLoS ONE*, 9: e104787. doi:10.1371/journal.pone.0104787.
- Pratchett M., Hoey A., Coker D., Gardiner N., 2012. Interdependence between reef fishes and scleractinian corals. *Proc. 12th Intern. Coral Reef Symp., Cairns, Australia.*, thème 13 C: 5 pp.
- Precht, W.F., Ginert, B. E., Robbart, M. L., Fura, R., van Woesik, R., 2016. Unprecedented disease-related coral mortality in Southeastern Florida. *Sci. Rep.*, 6: 31374. doi: 10.1038/srep31374.
- Randall J.E., 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.*, 5 : 665–847.
- Rosales, S.M., Clark, A.S., Huebner, L.K., Ruzicka, R.R., and Muller, E.M., 2020. Rhodobacterales and Rhizobiales are associated with stony coral tissue loss disease and its suspected sources of transmission. *Front. Microbiol.*, 11: 681.

- Sharp, W. C., Shea, C.P., Maxwell, K.E., Muller, E. M., Hunt, J.H., 2020. Evaluating the small-scale epidemiology of the stony-coral-tissue-loss-disease in the middle Florida Keys. *PLoS One*, 15: e0241871. doi: 10.1371/journal.pone.0241871.
- Shilling E.N., Combs I.R., Voss J.D., 2021. Assessing the effectiveness of two intervention methods for stony coral tissue loss disease on *Montastraea cavernosa*. *Scientific Reports*, 11: 8566. doi.org/10.1038/s41598-021-86926-4
- Sokolow. S.H., 2009. Effects of a changing climate on the dynamics of coral infectious disease: a review of the evidence. *Disease of aquatic organisms*, 87: 5-18.
- Studivan M.S., Rossin A.M., Rubin E., Soderberg N., Holstein D.M., Enochs I., 2022a, Reef sediments can act as a stony coral tissue loss disease vector. *Front. Mar. Sci.*, 8: doi:10.3389/fmars.2021.815698.
- Studivan, M.S., Baptist, M., Molina, V., Riley S., First M., Soderberg N., Ruben E., Rossin A., Holstein D.M., Enochs I.C., 2022b. Transmission of stony coral tissue loss disease (SCTLD) in simulated ballast water confirms the potential for ship-born spread. *Sci Rep*, 12: 19248. doi.org/10.1038/s41598-022-21868-z.
- Ushijima B., Meyer J.L., Thompson S., Pitts K., Marusich M.F., Tittl J., Weatherup E., Reu J., Wetzell R., Aeby G.S., Häse C.C., Paul V.J. , 2020. disease diagnostics and potential coinfections by *Vibrio coralliilyticus* during an ongoing coral disease outbreak in Florida. *Front. Microbiol.*, 11: 569354. doi: 10.3389/fmicb.2020.569354.
- Walker, B.K., Turner, N.R., Noren, H.K.G., Buckley, S.F., and Pitts, K.A., 2021. Optimizing stony coral tissue loss disease (SCTLD) intervention treatments on *Montastraea cavernosa* in an endemic zone. *Front. Mar. Sci.*, 8: 666224. doi: 10.3389/fmars.2021.666224
- Williams D.E., Miller M.W., 2005. Coral disease outbreak: pattern, prevalence and transmission in *Acropora cervicornis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 301: 119–128.
- Wilson S.K., Graham N.A.J., Pratchett M.S., Jones G.P., Polunin N.V.C., 2006. Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global change biology*, 12: 2220-2234.
- Zoccola, D., Ounais, N., Barthelemy, D., Calcagno, R., Gail, F., Henard, S., Hoegh-Guldberg O., Janse M., Jaubert J., Putnam H., Salvat S., Voolstra C.R., Allemand D., 2020. The world coral conservatory: a Noah's ark for corals to support survival of reef ecosystems. *PLoS Biol.*18: e3000823. doi: 10.1371/journal.pbio.3000823.

ANNEXES

Tableau I : Liste des coraux recensés sur les récifs étudiés répartis en fonction de leur sensibilité à la SCTL (les espèces « quasi-disparues » n'étaient plus représentées que par un ou deux individus en tout).

Espèces	insensibles	Disparues	Quasi-disparues	Très forte régression
<i>Millepora alcicornis</i>	+			
<i>Millepora complanata</i>	+			
<i>Millepora squarrosa</i>	+			
<i>Millepora striata</i>	+			
<i>Stylaster roseus</i>	+			
<i>Stephanocoenia intersepta</i>			+	
<i>Madracis mirabilis</i>				
<i>Madracis decactis</i>				
<i>Acropora cervicornis</i>	+			
<i>Acropora palmata</i>	+			
<i>Acropora prolifera</i>	+			
<i>Agaricia agaricites</i>				+
<i>Agaricia fragilis</i>			+	
<i>Agaricia lamarcki</i>			+	
<i>Helioseris cuculata</i>			+	
<i>Siderastrea radians</i>				
<i>Siderastrea siderea</i>				+
<i>Porites astreoides</i>	+			
<i>Porites branneri</i>	+			
<i>Porites divaricata</i>	+			
<i>Porites furcata</i>	+			
<i>Porites porites</i>	+			
<i>Favia fragum</i>				
<i>Diploria labyrinthiformis</i>			+	
<i>Pseudodiploria clivosa</i>			+	
<i>Pseudodiploria strigosa</i>				+
<i>Colpophyllia natans</i>				+
<i>Manicina areolata</i>				
<i>Montastrea cavernosa</i>				+
<i>Orbicella annularis</i>				+
<i>Orbicella faveolata</i>				+
<i>Orbicella franksi</i>				+
<i>Oculina diffusa</i>				
<i>Meandrina Jacksoni</i>		+		
<i>Meandrina meandrites</i>		+		
<i>Meandrina danae</i>		+		
<i>Dichocoenia stokesi</i>		+		
<i>Solenastrea bournoni</i>				
<i>Dendrogyra cylindrus</i>		+		
<i>Mussa angulosa</i>			+	
<i>Scolymia cf. cubensis</i>				
<i>Scolymia lacera</i>			+	
<i>Scolymia cf. wellsi</i>			+	
<i>Isophyllia sinuosa</i>			+	
<i>Isophyllia rigida</i>		+		
<i>Mycetophyllia aliciae</i>				+
<i>Mycetophyllia danaana</i>	+			
<i>Mycetophyllia ferox</i>	+			
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>				+
<i>Eusmilia fastigiata</i>		+		
<i>Solenastrea bournoni</i>				
Somme :	15	7	10	10

Tableau II : Abondance relative en effectifs et en biomasse des espèces de poissons à l'ilet Pigeon en 2019 et 2022

Familles	Espèces	% en Effectifs		% en biomasse	
		2019	2022	2019	2022
Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>		0,25		0,27
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>		0,25		0,47
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	0,42	0,12	1,13	0,18
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>	0,71	1,35	3,38	3,27
	<i>Epinephelus cruentatus</i>	0,71	0,12	5,06	0,28
	<i>Hypoplectrus puella</i>		0,12		0,03
	<i>Serranus tigrinus</i>	0,42	0,25	0,19	0,05
Carangidae	<i>Carangoides ruber</i>	0,14	0,25	0,21	2,90
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	0,14		2,64	
	<i>Lutjanus apodus</i>	0,07	0,12	4,18	2,37
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,14		0,61	
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i>		0,12		1,38
	<i>Haemulon chrysargyreum</i>		0,25		0,46
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,21	0,25	0,66	0,52
	<i>Haemulon macrostomum</i>		0,12		0,38
	<i>Haemulon plumieri</i>	0,07	0,12	1,70	0,76
	<i>Haemulon sciurus</i>	0,21	0,37	7,36	6,83
Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>	0,14		0,02	
Sparidae	<i>Calamus calamus</i>	0,07		0,73	
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	0,07	2,09	0,49	3,24
Chaetodontidae	<i>Chaetodon aculeatus</i>		0,25		0,08
	<i>Chaetodon capistratus</i>	0,71	1,11	0,53	0,42
	<i>Chaetodon ocellatus</i>	0,07	0,25	0,19	0,44
Pomacanthidae	<i>Centropyge argi</i>	0,07		0,04	
	<i>Holacanthus tricolor</i>	0,14	0,12	0,90	0,53
	<i>Pomacanthus paru</i>		0,37		12,77
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>		0,25		0,44
	<i>Chromis cyanea</i>	17,57	8,98	6,02	1,68
	<i>Chromis multilineatus</i>	19,76	7,87	2,40	6,59
	<i>Microspathodon chrysurus</i>	0,07		0,17	
	<i>Stegastes partitus</i>	35,29	36,90	6,60	3,23
	<i>Stegastes planifrons</i>	0,07		0,04	
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	0,21	0,62	1,84	2,60
	<i>Clepticus parrae</i>	2,82	1,48	0,54	0,03
	<i>Halichoeres garnoti</i>	0,85	2,21	0,42	1,60
	<i>Halichoeres maculipinna</i>	0,07	0,12	0,02	0,00
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	11,08	22,14	1,10	0,19
	<i>Scarus iseri</i>		0,37		0,15
Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>	1,76	4,06	6,41	8,49
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	0,78	1,60	3,08	7,42
	<i>Sparisoma chrysopteron</i>	0,07	0,12	1,89	2,23
	<i>Sparisoma viride</i>	0,35	0,74	13,12	15,60
	<i>Coryphopterus personatus</i>	2,82	0,98	0,01	0,00
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	0,49	0,98	0,85	0,92
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,07	0,12	0,88	0,35
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,56	1,35	3,05	2,01
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i>	0,07	0,25	1,60	3,77
Balistidae	<i>Balistes vetula</i>	0,07		1,54	
	<i>Melichthys niger</i>	0,21	0,49	8,97	4,63
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	0,14		4,46	
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>		0,12		0,43
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>	0,21		0,04	
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	0,07		4,93	

Tableau III : Abondance relative en effectifs et en biomasse des espèces de poissons de la Passe à Colas en 2019 et 2022

Familles	Espèces	% en effectifs		% en biomasse	
		2019	2022	2019	2022
Muraenidae	<i>Gymnothorax miliaris</i>		0,26		0,34
Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>		0,13		0,33
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>		0,13		0,38
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	0,44	0,13	1,59	0,28
	<i>Myripristis jacobus</i>	0,30	0,65	0,94	2,55
	<i>Neoniphon marianus</i>		0,26		0,57
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>	0,15	0,39	1,27	3,27
	<i>Epinephelus cruentatus</i>	0,15	0,78	1,19	3,30
	<i>Epinephelus guttatus</i>		0,13		3,61
	<i>Hypoplectrus sp (marron)</i>		0,13		0,05
	<i>Serranus tigrinus</i>	0,44	0,13	0,07	0,00
Carangidae	<i>Carangoides ruber</i>		0,13		2,13
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	0,59	1,05	3,34	11,48
	<i>Lutjanus apodus</i>	0,30	0,26	2,64	1,02
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,30	0,39	0,77	0,72
	<i>Haemulon sciurus</i>	0,15		4,29	
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,15	0,26	0,33	0,26
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>	0,74	0,13	1,09	0,07
	<i>Chaetodon striatus</i>	0,15		0,31	
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>	0,30	0,26	1,08	0,86
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>		0,13		0,36
	<i>Chromis cyanea</i>	13,93	20,92	5,66	6,32
	<i>Chromis multilineatus</i>	13,48	11,50	14,80	12,12
	<i>Microspathodon chrysurus</i>	0,44	0,13	0,89	0,32
	<i>Stegastes dorsopunicans</i>	0,30	0,92	0,53	1,58
	<i>Stegastes leucostictus</i>	0,15		0,00	
	<i>Stegastes partitus</i>	5,04	6,93	1,23	1,06
	<i>Stegastes planifrons</i>	0,44	1,31	0,59	1,72
	<i>Stegastes variabilis</i>	2,07	0,39	3,73	0,65
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>		0,13		0,00
	<i>Clepticus parrae</i>		2,61		0,08
	<i>Halichoeres garnoti</i>	2,96	1,57	3,12	1,27
	<i>Halichoeres maculipinna</i>	0,59	0,13	0,06	0,00
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	10,67	16,47	0,16	0,21
	<i>Scarus iseri</i>	12,59	16,08	9,22	10,86
Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>	5,78	4,84	1,55	1,65
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	3,11	1,70	7,45	4,49
	<i>Sparisoma viride</i>	1,93	1,70	15,00	20,08
	<i>Coryphopterus personatus</i>	8,89	5,23	0,03	0,02
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	12,44	0,65	14,35	0,93
	<i>Acanthurus chirurgus</i>		0,78		1,97
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,44		1,74	
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i>		0,13		3,05
Monacanthidae	<i>Cantherhines pullus</i>	0,15		0,55	
Ostraciidae	<i>Lactophrys triqueter</i>	0,15		0,36	
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>	0,30	0,13	0,05	0,03

Tableau IV : Abondance relative en effectifs et en biomasse des espèces de poissons de Port-Louiss en 2019 et 2022.

Familles	Espèces	% en effectifs		% en biomasse	
		2019	2022	2019	2022
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i>		0,08		0,23
Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>	0,09	0,15	0,26	0,11
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>	0,18	0,15	0,62	3,32
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	0,18	0,61	1,17	1,45
	<i>Myripristis jacobus</i>	0,89	0,84	4,13	8,03
	<i>Neoniphon marianus</i>		0,08		0,22
Serranidae	<i>Epinephelus cruentatus</i>	0,80	0,84	6,07	6,11
	<i>Epinephelus guttatus</i>		0,08		2,81
	<i>Hypoplectrus nigricans</i>	0,09	0,15	0,06	0,49
	<i>Hypoplectrus puella</i>	0,44	0,38	0,44	0,72
	<i>Hypoplectrus unicolor</i>	0,09	0,08	0,04	0,17
	<i>Serranus tabacarius</i>	0,09		0,03	
	<i>Serranus tigrinus</i>	0,09	0,23	0,03	0,06
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	1,87	0,08	9,99	1,12
	<i>Lutjanus griseus</i>	0,09		0,39	
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,09		0,47	
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,27	0,08	1,02	0,33
Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>	0,09		0,00	
mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,27	0,08	0,50	0,10
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>	0,27	0,23	0,13	0,18
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>		0,08		0,06
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	0,09	0,23	0,29	0,84
	<i>Chromis cyanea</i>	5,78	6,76	2,65	3,93
	<i>Chromis multilineatus</i>	5,34	10,45	8,62	22,89
	<i>Stegastes dorsopunicans</i>		0,54		0,89
	<i>Stegastes leucostictus</i>	0,18		0,06	
	<i>Stegastes partitus</i>	1,07	3,00	0,10	1,03
	<i>Stegastes planifrons</i>	1,33	0,69	2,58	0,43
	<i>Stegastes variabilis</i>	1,87	2,00	4,76	1,94
	<i>Stegastes variabilis</i>				
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>		0,08		0,00
	<i>Clepticus parrae</i>	17,79	29,19	31,00	18,14
	<i>Halichoeres garnoti</i>	0,62	1,54	0,91	1,66
	<i>Halichoeres maculipinna</i>	0,09	0,08	0,03	0,02
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	2,94	4,92	0,33	0,17
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	14,41	12,98	12,32	11,23
	<i>Scarus taeniopterus</i>	2,67	5,30	0,92	0,80
	<i>Scarus vetula</i>		0,08		0,47
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	1,51	1,54	5,84	6,46
	<i>Sparisoma viride</i>	0,44	0,61	3,76	0,56
Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>	37,63	14,98	0,27	0,24
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	0,09	0,15	0,15	0,29
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i>		0,08		2,38
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>	0,27	0,61	0,06	0,11

Tableau V : Abondance relative en effectifs et en biomasse des espèces de poissons de la pente externe du GCSM en 2019 et

Familles	Espèces	% en effectifs		% en biomasse	
		2019	2022	2019	2022
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>		0,20		1,75
	<i>Gymnothorax moringa</i>	0,11		0,44	
Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>	0,11	0,20	0,19	0,27
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>	0,11	0,41	0,74	0,62
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	0,33	0,82	0,99	0,92
	<i>Myripristis jacobus</i>	0,77		1,85	
	<i>Neoniphon marianus</i>	0,11		0,16	
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>	0,22	0,20	1,07	0,40
	<i>Epinephelus cruentatus</i>	0,55	0,61	1,78	1,80
	<i>Epinephelus striatus</i>	0,11		2,17	
	<i>Hypoplectrus chlorurus</i>	0,11		0,12	
	<i>Hypoplectrus nigricans</i>	0,22		0,36	
	<i>Hypoplectrus puella</i>		0,20		0,18
	<i>Serranus tigrinus</i>	0,11	0,20	0,02	0,03
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	1,54	2,66	2,11	6,36
	<i>Lutjanus apodus</i>	0,77	0,41	13,89	2,34
	<i>Lutjanus jocu</i>		0,20		1,15
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,11		0,33	
Haemulidae	<i>Haemulon chrysargyreum</i>		0,41		0,61
	<i>Haemulon flavolineatum</i>		0,82		1,36
	<i>Haemulon sciurus</i>	0,11	0,20	0,33	3,79
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	0,11		0,53	
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,11		0,21	
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>	0,22	1,23	0,09	0,36
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>	0,11	0,20	0,49	0,26
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>		0,20		0,29
	<i>Chromis cyanea</i>	13,83	14,75	3,24	1,86
	<i>Chromis multilineatus</i>	3,95	11,48	1,66	6,93
	<i>Microspathodon chrysurus</i>	0,99	0,61	1,51	0,79
	<i>Stegastes dorsopunicans</i>	0,11	1,23	0,17	0,51
	<i>Stegastes partitus</i>	2,96	6,56	0,63	0,80
	<i>Stegastes planifrons</i>	1,10	0,82	1,02	0,17
	<i>Stegastes variabilis</i>	1,32	0,61	1,85	0,34
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	0,11	0,41	0,85	2,44
	<i>Clepticus parrae</i>	2,20	2,46	0,04	0,93
	<i>Halichoeres garnoti</i>	1,76	2,66	1,35	0,88
	<i>Halichoeres maculipinna</i>	1,21	1,43	0,09	0,18
	<i>Halichoeres pictus</i>	0,88		0,01	
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	20,75	12,30	0,20	0,08
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	12,84	12,30	3,28	5,58
	<i>Scarus taeniopterus</i>	5,38	1,84	2,30	1,73
	<i>Scarus vetula</i>	0,33		6,18	
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	1,87	4,92	6,07	7,49
	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,11	0,20	0,78	1,11
	<i>Sparisoma viride</i>	4,17	4,71	31,62	20,13
Bleniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,11		0,02	
Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>	15,37		0,04	
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	1,32	4,92	1,72	3,63
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,33	0,61	0,98	1,70
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,44	4,92	0,86	14,88
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>		0,20		5,28
Balistidae	<i>Melichthys niger</i>	0,44		4,26	
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	0,11		0,92	
Ostraciidae	<i>Lactophrys triqueter</i>	0,11		0,51	
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>		0,82		0,09

ILLUSTRATIONS

**Principales espèces de coraux
infectées par la SCTLD**



Eusmilia fastigiata fraîchement tuée par la SCTLD.



Dichocoenia stokesi malade.



En 2022, aucun *Dendrogyra cylindrus* n'a pu être observé vivant sur un récif de Guadeloupe.



Meandrina meandrites malade.



Meandrina danae.



Meandrina jacksoni.



Agaricia agaricites.



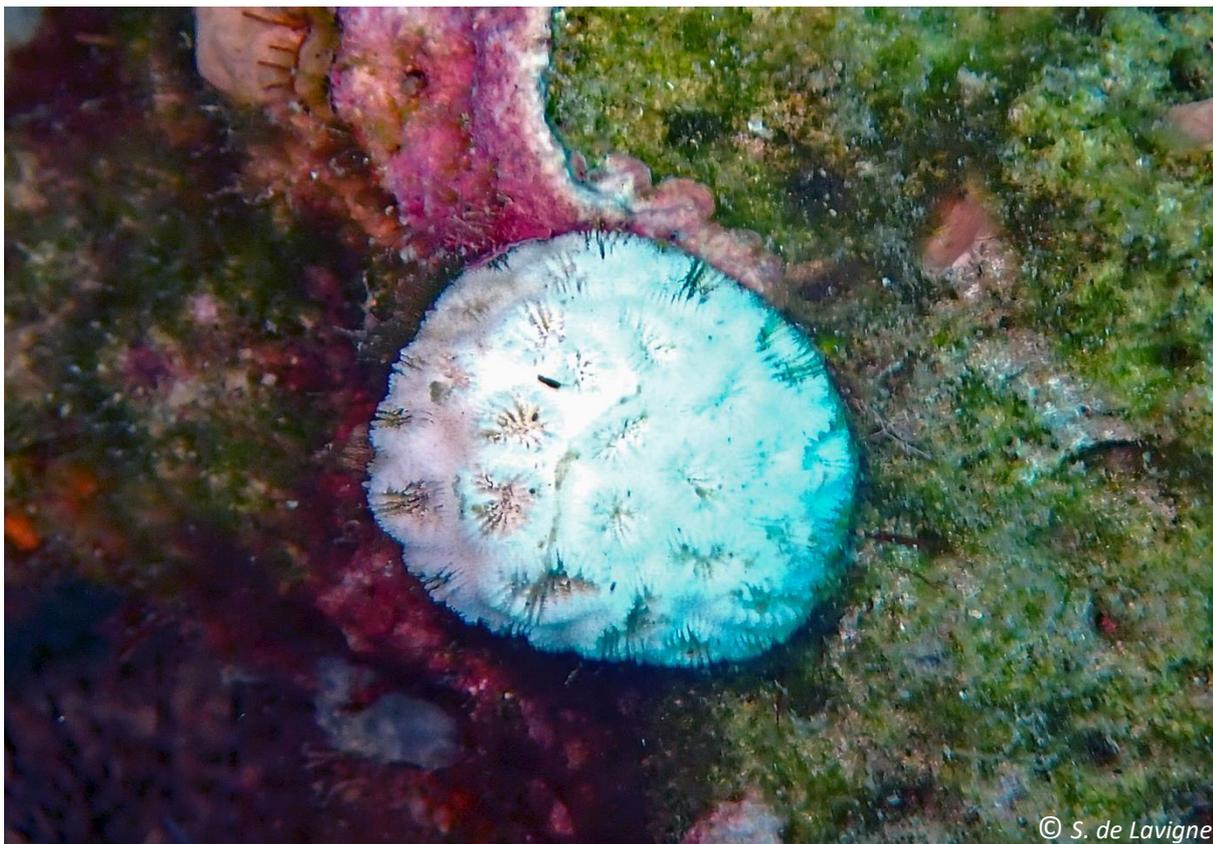
Agaricia lamarcki malade.



Agaricia fragilis malade.



Leptoseris cucullata attaqué par le SCTL.



Favia fragum tué par la SCTLD.



Colpophyllia natans et *Orbicella faveolata* (en bas) atteints par la SCTLD.



Colpophyllia natans. Sur le front de la maladie, deux Mollusques corallivores (*coralliophylla* cf. *abbreviata*).



Diploria labyrinthiformis.



Eusmilia fastigiata victime de la SCTLD.



Siderastrea siderea.



Pseudodiploria strigosa.



Mycetophyllia danaana atteinte par la SCTLD.



© Y. Bouchon-Navaro

Orbicella annularis.



© Y. Bouchon-Navaro

Orbicella faveolata.



Orbicella franksi.



Montastrea cavernosa.



Porites astreoides (à gauche) et trois colonies de *Pseudodiploria strigosa* infectées. Les coraux du genre *Porites* se sont révélés être insensibles à la SCTLD.